

RAPPORTER

92/17

**MILJØKOSTNADER
I MAKROPERSPEKTIV**

AV
ANNE BRENDEMOEN, SOLVEIG GLOMSRØD OG MORTEN AASERUD

**STATISTISK SENTRALBYRÅ
CENTRAL BUREAU OF STATISTICS OF NORWAY**

RAPPORTER FRA STATISTISK SENTRALBYRÅ 92/17

**MILJØKOSTNADER I
MAKROPERSPEKTIV**

AV

ANNE BRENDEMOEN, SOLVEIG GLOMSRØD OG MORTEN AASERUD

STATISTISK SENTRALBYRÅ
OSLO - KONGSVINGER 1992

ISBN 82-537-3684-3
ISSN 0332-8422

EMNEGRUPPE

10 Ressurs- og miljøregnskap og ressurs- og miljøøkonomiske emner

EMNEORD

Miljøavgifter

Miljøskader

Miljøøkonomi

Naturmiljø

Omslaget er trykt ved Aasens Trykkerier A.S

Publikasjonen er trykt i Statistisk sentralbyrå

FORORD

I denne rapporten settes informasjon fra ulike norske studier av miljøkostnader sammen til anslag over marginale miljøkostnader ved utslipp av svoveldioksid (SO_2), nitrogenoksider (NO_x), karbonmonoksid (CO) og partikler. I tillegg beregnes eksterne trafik-kostnader ved forbruk av bensin og diesel.

Miljøgevinster ved å pålegge avgifter i samsvar med marginal miljø- og trafikkostnad ved bruk av oljeprodukter blir beregnet, og vurdert i forhold til anslått reduksjon i bruttonasjonalprodukt som følger av avgiften.

Statistisk sentralbyrå, Oslo, 24. juni 1992

Svein Longva

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
1 INNLEDNING OG SAMMENDRAG	7
2 BEREGNING AV MARGINALE MILJØKOSTNADER	11
2.1 Kostnader ved helseskader	13
2.2 Skogskader	15
2.3 Forsuring av ferskvann	17
2.4 Kostnader ved korrosjon av realkapital	18
2.5 Kostnader forbundet med vegtrafikk	19
2.5.1 Kostnader ved trafikkulykker	19
2.5.2 Kostnader ved trafikkøer	20
2.5.3 Kostnader ved vegslitasje	21
2.5.4 Støybelastning fra vegtrafikk	21
2.6 Utelatte kostnader	23
2.7 Oppsummering	23
3 UTVIKLING/VEKST I MILJØKOSTNADER 1980-87	26
4 MILJØAVGIFTER	28
4.1 Avgifter på utslipp og oljeforbruk	29
5 VIRKNINGEN AV MILJØAVGIFT PÅ BRUK AV BRENSLER	34
5.2 Økonomiske virkningen av brenselavgifter	34
5.3 Utslipp til luft	38
5.4 Velferdsvirkninger av miljøavgiften	38
6 USIKKERHET	40
6.1 Monte Carlo-simulering	40
6.2 Avslutning	42
REFERANSER	43

1 INNLEDNING OG SAMMENDRAG

INNLEDNING

I takt med økende bekymring over miljøtilstanden har det blitt avsatt stadig mer ressurser til analyse av miljøskader. Som regel dekker resultatene bare et begrenset fysisk fenomen, gjerne en spesiell type skade i et avgrenset geografisk område. Eksempler kan være helseskade fra enkelte typer luftforurensning eller korrosjonsskade på bygninger i en enkelt by. Miljøforvaltning på nasjonalt nivå er implisitt basert på resultater fra slike spesialstudier, som for en stor del er utarbeidet av offentlige institusjoner og for offentlige forskningsmidler. Metoder og resultater fra disse analysene er imidlertid i liten utstrekning samordnet til et helhetlig informasjonsgrunnlag for makro-orienterte studier av nytte og kostnader ved miljøtiltak, eller av miljøkonsekvenser av økonomisk politikk i sin alminnelighet.

I denne rapporten har målet vært å sammenfatte resultater fra en del spesialstudier som alle gir noe informasjon om skadevirkninger og tilhørende miljøkostnader ved bruk av drivstoff og fyringsolje. Denne informasjonen er systematisert i en modell som sammenlikner miljøkostnader ved forskjellige økonomiske utviklingsalternativer. Modellen er basert på utslippsberegninger innenfor en makroøkonomisk modellramme. Med dette oppnår man et mer konsistent informasjonsgrunnlag når det gjelder økonomisk vekst, bruk av fossile brensler og miljøkvalitet. Opplegget er foreløpig enkelt, og forutsetter konstante marginale miljøkostnader innenfor det aktuelle variasjonsområde for utslipp. Miljøkostnadsmodellen kan likevel ha en nyttig funksjon som ramme for systematisering av ny og sikrere informasjon om miljøkostnader.

Modellen omfatter bare miljøkostnader ved bruk av olje og bensin. Disse energivarene skaper betydelige miljøproblemer i Norge og

globalt. Bruk av avgifter for å dempe utslippene vil påvirke oljeprisen som i neste omgang vil ha betydning for det generelle økonomiske aktivitetsnivået. Miljøtiltak på dette området vil dermed få en klar samfunnsøkonomisk innvirkning.

Det er ikke gjort forsøk på å beregne nivået på totale miljøkostnader, bare marginale kostnader ved bruk av bensin, diesel og fyringsolje. Miljøavgifter i form av avgifter på utslipp skal settes lik marginal miljøkostnad for å gi riktig avveining mellom miljøkvalitet og andre goder. Som en illustrasjon presenterer vi i denne rapporten virkninger på økonomiske hovedstørrelser, utslipp til luft og tilhørende miljøkostnader av å innføre en miljøavgift som svarer til den beregnede marginale skade knyttet til forbruket av fossile brensler. Beregningen er gjort med den makroøkonomiske modellen MSG-5, en ny versjon av MSG-4E (Longva et al. (1985)), som er nærmere beskrevet av Holmøy (1992).

Bruk av MSG-5 er særlig relevant når avgifter ikke leder til rensing, men hovedsakelig reduserer bruk av forurensende innsatsfaktorer eller demper forurensende produksjonsaktivitet uten å endre produksjonsteknologien vesentlig. For de fleste utslippskilder i Norge er rensing for kostbart til at det er aktuelt som strategi mot luftforurensning. Å avstå fra ressursbruk blir da alternativet når utbyttet av varer og tjenester vurderes som mindre nyttig enn miljøforbedringen som følger av ikke å produsere disse varene og tjenestene.

Innenfor rammen av MSG-5 kommer virkningen av miljøavgifter til uttrykk som et tap i bruttonasjonalprodukt (BNP) og konsum. Avgiftene hever oljeprisene og tilgangen på oljeprodukter blir knappere i økonomisk forstand. Bedrifter og husholdninger reduserer

miljøbelastningen ved å avstå fra bruk av ressurser som forurensere, og produksjonen avtar. Miljøavgifter fører med andre ord til at BNP avtar, selv med full utnyttelse av arbeidskraft og kapital som forutsatt i analyser med MSG-5. Renseutstyr vil innenfor modellrammen legge beslag på produktive ressurser, siden det ikke bidrar til den ordinære produksjonen.

Grunnen til at en likevel innfører miljøtiltak i form av forskrifter om rensing eller avgifter er at de gir gevinster i form av økt trivsel og økt produktivitet i økonomien (for eksempel ved bedre helse, reduserte materialskader og færre skader på naturen). Trivsel-effekten faller utenom BNP, som er et aktivitetsmål knyttet til markeder for varer og tjenester, og tilbakevirkningen fra miljøstandard til produktiviteten i økonomien er hittil ikke inkorporert i makroøkonomiske modeller. Modellen for miljøkostnader som presenteres i denne rapporten, tar sikte på å beregne noen produktivitetsevinster innenfor markedsøkonomien. Noen trivsel-effekter ved miljøforbedring er også inkludert.

Hovedkilden for data om miljøkostnader er Statens forurensningstilsyn (SFT), særlig de omfattende utredningene om forurensningssituasjonen i belastede områder, som for eksempel tiltaksanalysene for Oslo (SFT, 1987a) og Sarpsborg-/Fredrikstadområdet (SFT, 1988a). På grunnlag av disse og andre kilder har det vært mulig å gi *anslag* for kostnad ved

- forsuring av vassdrag og jordsmonn fra utslipp av SO₂ og NO_x
- helseskader av NO_x, SO₂, CO og partikler
- korrosjonsskader på bygningskapital forårsaket av SO₂

pr. enhet økning i utslipp til luft eller pr. enhet forbruk av fossile brensler.

Vegtrafikk står i en særstilling som forurensningskilde og som årsak til en rekke andre uheldige eksterne effekter. Skadene som skyldes utslipp fra vegtrafikk inngår i kost-

nadskomponentene ovenfor. Andre eksterne effekter er trafikkstøy, vegtrafikkulykker, vegslitasje og køkostnader. Dette er kostnader som er forbundet med vegbruk. I denne rapporten knyttes for enkelhets skyld disse effektene til drivstofforbruk.

Beregningene omfatter ikke alle kjente forurensningsskader som skyldes forbrenning av fossile brensler. Kostnader i forbindelse med nedsmussing og forvitringsskader på kulturelt verdifulle byggverk og skulpturer er ikke inkludert. Beregningene inkluderer heller ikke helseskader av ozon i mangel av anslag for kostnadene ved slike skader. Kostnader i tilknytning til utslipp av CO₂ og en eventuell drivhuseffekt er også utelatt. For det første er usikkerheten rundt konsekvenser og kostnader ved en global oppvarming spesielt store. For det andre vil neppe endringer i norske utslipp av CO₂ medføre noen utslagsgivende endring i drivhuseffekten og konsekvensene av denne.

Dette forsøket på beregning av marginal skade fra utslipp forårsaket av fossile brensler er selvsagt gjort under stor usikkerhet. For det første må det understrekes at resultatene antas å gjelde for et forurensningsnivå som ikke avviker drastisk fra dagens. De marginale miljøkostnadene som beregnes og brukes i modellen, antas å gjelde innen et begrenset variasjonsområde for utslipp, og kan bare brukes til å anslå endring i miljøkostnad som følge av en begrenset endring i utslipp. Selve nivået på miljøkostnaden er ikke anslått. Usikkerhet i selve anslagene for marginale kostnader er til en viss grad vurdert. De fleste partielle analyser som denne studien bygger på, oppgir usikkerhetsintervall for kostnadsestimatene. Ved hjelp av disse er det gjort stokastiske simuleringer (Monte Carlo-metoden) for å se hvor stor usikkerhet dette gir for beregnet endring i samlede miljøkostnader ved innføring av tiltak eller ved omlegging av den økonomiske politikken. I Monte Carlo-simuleringen brukes i dette tilfellet usikkerhet i data-grunnlaget til å si noe om usikkerhet i beregnet miljøkostnad gitt at beregningsmodellen

er kjent med sikkerhet. I tillegg til den usikkerheten som beregnes her, kommer derfor usikkerhet knyttet til de spesielle forutsetninger som gjøres i selve modellen.

Utgangspunktet for dette arbeidet er klart forskjellig fra de fleste empiriske studier av miljøkostnader. Det overordnede målet her er å lage modeller som kan brukes på et aggregert nivå i samfunnsplanlegging. Et langsiktig arbeid for å trekke miljøkostnader direkte inn i produktfunksjoner i makromodeller er begynt i Statistisk sentralbyrå under forskningsprogrammet Energi og samfunn. I påvente av resultater fra dette arbeidet er det her laget en ettermodell til makroøkonomiske modeller som brukes til analyser av norsk økonomi. Det som ikke blir tatt hensyn til i en slik etterberegning, er at tilbakevirkningene fra miljøet til faktorproduktivitet endrer relative priser, næringsstruktur og etterspørsel i økonomien. Slik omallokering av produksjon og konsum påvirker igjen miljøet og miljøkostnader. Denne simultaniteten kan bare beskrives ved full integrering av miljøvariable i økonomiske modeller.

SAMMENDRAG

I avsnitt 2 dokumenteres beregningsmåten for de ulike marginalkostnader som er nevnt ovenfor ved utslipp til luft av SO_2 , NO_x , CO og partikler. I tillegg beregnes noen marginalkostnader ved bruk av kjøretøy på veg, regnet pr. enhet drivstoff (bensin og diesel). Tabell 6 oppsummerer miljøkostnadskoeffisientene som knyttes til utslipp og drivstofforbruk.

Med utgangspunkt i anslagene for marginale miljøkostnader pr. tonn utslipp og drivstofforbruk beregnes i avsnitt 3 økningen i årlige miljøkostnader som har funnet sted i perioden 1980-87 som følge av økningen i forbruket av fossilt brensel. Perioden var karakterisert av sterk vekst i trafikkbelastning, drivstofforbruk og utslipp av NO_x , og et

betydelig fall i utslipp av SO_2 . Årlige trafikkrelaterte kostnader vokste med 7,2 milliarder 1990-kroner. Årlige kostnader som skyldes helseskader av NO_x -utslipp steg med 5,4 milliarder 1990-kroner. Skader som skyldes utslipp av SO_2 ble redusert noe i løpet av perioden, slik at samlet årlig miljø- og trafikkkostnad var 11 milliarder 1990-kroner høyere i 1987 enn i 1980.

I avsnitt 2 blir som nevnt marginale miljøkostnader på forskjellige skadeområder beregnet. I avsnitt 4 sammenfattes disse kostnadstallene i en beregning av avgiftssatser for ulike *utslippskomponenter* og *brenselstyper* som gjenspeiler beregnet marginal miljø- og trafikkostnad ved bruk av oljeprodukter. Ideelt skulle avgiftene differensieres for å ivareta lokale variasjoner i samspill mellom utslipp, forurensning og eksponering for skade. Videre er det slik at det totale avgiftsnivået for bensin som gir størst velferd er avhengig av forhold som hvordan det offentlige kan finansiere sin ressursbruk med så små effektivitetstap i økonomien som mulig. Følgelig kan strengt tatt ikke den beregnede marginale miljøkostnad tolkes som det optimale avgiftsnivået for bruk av oljeprodukter.

Marginale kostnader av 1 kg NO_x er anslått til om lag 90 1990-kroner, 1 kg SO_2 medfører skader for om lag 22 kroner og 1 kg partikler medfører skader for 65 kroner, mens 1 kg CO er tilnærmet uskadelig. Lave marginale kostnader ved CO-utslipp skyldes at svært få personer blir eksponert for konsentrasjoner over grenseverdien ved en økning i utslipp fra det nivået som betraktes i denne beregningen. Isolert sett er kostnaden ved at en person utsettes for konsentrasjoner over grenseverdien høyere for CO enn for de andre komponentene.

For NO_x og partikler stammer omtrent hele kostnaden fra virkninger på helse. For SO_2 er helsekostnaden på 18 kroner. I disse anslagene er det tatt hensyn til at utslipp bare forårsaker helseskade i de mest tett befolkede områdene.

Marginale kostnader ved forsurening av ferskvann er anslått til 0,30 kroner pr. kg SO₂ og NO_x, mens skogskaden marginalt er beregnet å være 0,60 kroner pr. kg SO₂ og NO_x. Korrosjonskostnadene utgjør 4,20 kroner pr. kg SO₂.

De rent trafikale kostnader ved drivstofforbruk (kostnader ved trafikkulykker, vegslitasje, støy og trafikkøer) er adskillig høyere enn kostnadene som skyldes trafikkrelatert luftforurensning. Utenom forureningskostnadene er de samfunnsøkonomiske kostnader ved forbruk av ett tonn drivstoff anslått til omlag 5-6 000 kroner.

Skaden pr. liter oljevare er klart størst for diesel og bensin. En avgift i samsvar med bidraget til marginale miljø- og trafikkostnader ville medføre en avgiftssats på over 10 kr/liter for diesel og om lag 8 kr/liter for bensin (1990-priser).

I avsnitt 5 presenteres de økonomiske og miljømessige konsekvenser av å innføre optimale avgifter på fossile brenslere, beregnet ved hjelp av MSG-5. Avgiften medfører ingen store endringer i tradisjonelle velferdsindikatorer som BNP og privat konsum. I år 2000 vil BNP som følge av avgiften være omlag 1.8 prosent lavere enn i referanse

banen. Det vil si at vi når det samme BNP-nivået ett år senere med en ny avgift. Utslippsreduksjoner som følger av miljøavgiften på fossilt brensel beregnes i en ettermodell. Utslippene i år 2000 er 18-25 prosent lavere med miljøavgift på oljeprodukter. Gevinsten ved denne politikken, i form av lavere miljøkostnader, blir anslått og kan antyde et korrektiv til beregnet tap i BNP- og konsumvekst som forårsakes av avgiftene. Kostnadsreduksjonen anslås til om lag 16 milliarder 1990 kroner i år 2000, og dette oppveier langt på vei tapet i BNP som er beregnet til 17 milliarder. I tillegg til reduksjonen i lokale miljøskader oppnås en reduksjon i forhold til referansebanen på 23 prosent i utslipp av karbondioksid (CO₂). Dette ville langt på vei bidra til å oppfylle Norges nasjonale mål om å stabilisere utslippene på 1989-nivå innen år 2000. Når en vurderer det samlede resultatet, må en også ta i betraktning økt trivsel og andre utelatte effekter som det er vanskelig å verdsette.

I avsnitt 6 følger en vurdering av usikkerheten knyttet til miljøkostnadsreduksjonen som følger av en optimal avgift på fossile brenslere. Monte Carlo-metoden benyttes for å simulere en sannsynlighetsfordeling for samlet reduksjon i miljøkostnader.

2 BEREGNING AV MARGINALE MILJØKOSTNADER

Når forurensning skader natur, mennesker og materialer påføres samfunnet kostnader ved:

- 1) Tiltak til vern mot forurensnings-skade
- 2) Redusert produktivitet i naturens vekstprosesser og samfunnsmessig produksjon av varer og tjenester
- 3) Reparasjon av skadevirkninger
- 4) Tap av personlig velvære, inklusiv redusert rekreasjonsverdi knyttet til naturlige og kulturelle omgivelser.

1)-3) utgjør kostnader som i ulik grad belastes enkeltpersoner direkte såvel som indirekte via redusert verdiskapning i private bedrifter og offentlig sektor. For eksempel gir forurensning økt sykefravær og redusert produktivitet under arbeid. Dette reduserer produksjon og tilgang på varer og tjenester til konsum. Investering i vern mot forurensning legger beslag på ressurser som vil gi avkastning ved alternativ anvendelse, det samme gjelder medisinsk behandling og andre former for reparasjon av skadevirkninger. Renere luft ville gjennom reduksjon i ressursbruk ved 1)-3) øke tilgangen på varer og tjenester til konsum og bidra til velferden i samfunnet. Den fjerde effekten - trivsels-tapet - rammer ikke først og fremst tilgangen på konsumgoder, men har indirekte noe å si for markedøkonomien ved at trivselen påvirker vår atferd som konsumenter. For eksempel vil muligheten til rekreasjon i form av ferskvannsfiske lede til etterspørsel etter fiskeutstyr.

Produktivitetstap i økonomien har sammenheng med fysiske og biologiske effekter. Mange analyser har studert dose-respons sammenhenger mellom forurensningsnivå og fysisk skadevirkning. En rekke eksempler på dose-responsstudier av luftforurensning og helse er gitt i (NILU, 1991).

Virkingen av den fysiske skaden på en produksjonsprosess lar seg i sin tur ofte verdsette på bakgrunn av priser for varer og tjenester i markedet. Det er betydelig usikkerhet omkring anslag på dose-respons funksjoner og deres økonomiske implikasjoner. Men det faktum at fysisk målbare effekter og markedspriser utgjør informasjonsgrunnlaget i slike beregninger, gir likevel en viss kontroll med størrelsesordenen på beregnet tap.

Verdien av trivselstap kan anslås ved hjelp av spørsmål om folks betalingsvillighet for en gitt miljøforbedring. Alle kjente virkninger av betydning for personenes velferd vil bli tatt i betraktning når intervjuobjektet svarer på slike spørsmål (se Freeman, 1985). Det gjelder individets umiddelbare nytte av en miljøforbedring, verdien det tillegger muligheten av å nyte godt av miljøforbedringen senere (opsjonsverdien) og verdien det tillegger miljøforbedringen uten egen tilgang til den (eksistensverdien).

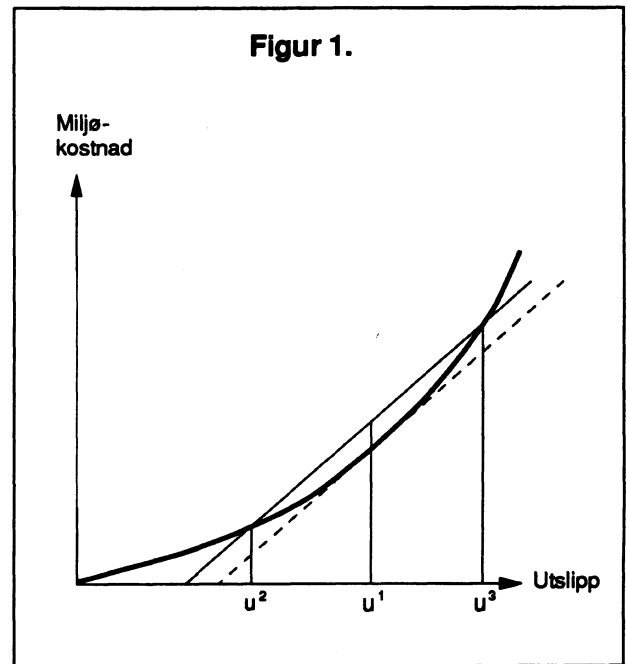
Direkte spørreundersøkelser av betalingsvillighet for miljøforbedringer baserer seg på at intervjuobjektet fullt ut overskuer hva endringene i realiteten innebærer, og at svaret bygger på en helhetlig vurdering av alle tiltak, det vil si andre måter å bruke pengene på. Dessuten krever metoden at intervjuobjektet ikke svarer strategisk, eller at det er mulig å korrigere for strategiske svar (Hylland og Strand, 1982). Problemet med å forholde seg til en hypotetisk situasjon skaper imidlertid stor usikkerhet omkring direkte anslag over betalingsvillighet.

De anslag som er gjort over marginale miljøkostnader i denne rapporten, bygger hovedsakelig på dose-respons sammenhenger. I noen tilfeller inngår resultater fra studier som avleder verdi av natur og miljø fra markedsatferd. Betalingsvillighetsundersøk-

elser inngår ikke direkte i datagrunnlaget for modellen, unntatt i anslaget for verdien av ferskvannsfisk. Her inngår et anslag for opsjons- og eksistensverdien av fisk i vassdrag.

Forbrenning av kull, olje og gass forårsaker utslipp av forskjellige typer forurensende gasser. Miljølempene ved forbrenning av et bestemt brensel har derfor sammenheng med utslipp av et knippe av ulike kjemiske stoffer og deres virkninger på mennesker, realkapital og naturkapital. Miljøkostnad ved brenselforbruk beregnes i denne rapporten som en sum av marginale kostnadsbidrag fra de ulike forurensende gassene. Dette er en forenkling som ser bort fra at sammensetningen av utslipp i noen tilfeller kan påvirke skadevirkningene. For eksempel bidrar utslipp av NO_x og CO i ulik grad til dannelselse av ozon i lavere luftlag (troposfæren) avhengig av tilstedeværelsen av metan (CH_4) og andre hydrokarboner. Ved siden av å påvirke klimaet, medfører ozon skadevirkninger lokalt i form av redusert biologisk vekst og helseskader. Sammensetningen av utslipp har altså betydning for lokale forurensningskostnader. Det foreligger ikke datagrunnlag for å beregne denne type virkninger. Derfor er anslaget over marginale miljøkostnader i denne rapporten basert på foreklende forutsetninger om skadevirkninger hvor en ser bort fra spesielle vekselvirkninger mellom gasser.

Målsettingen med beregningene som følger har vært å anslå endring i miljøkostnader for utslipp på nasjonalt nivå. Det betyr å se bort fra en rekke forhold som har betydning for det faktiske skadeomfang lokalt. I praksis vil skadene fra en enhet utslipp avhenge sterkt av utslippenes geografiske plassering i forhold til bosettingsmønster. En økning i NO_x -utslipp fra fiskeflåten vil f.eks. ha neglisjerbare helsevirkninger i forhold til samme økning i utslipp fra biler i Oslo. På samme måten vil en halvering av trafikken i Oslo gi betydelige gevinster i form av færre støyplagede personer og kortere køer, mens en tilsvarende reduksjon i trafikken i et lite be-



lastet område ikke gir slike fordeler. Modellen for miljøkostnader forutsetter at geografisk fordeling av utslipp og bosetting er noenlunde stabil.

Figur 1 skisserer en sannsynlig form på skadefunksjoner. Det er rimelig å anta at både marginal og gjennomsnittlig kostnad er tilnærmet lik null når miljøbelastningen er liten, og sterkt stigende når miljøbelastningen blir svært stor. Beregningene bygger på forutsetningen om at forurensningskostnadene kan tilnærmes som lineære funksjoner av utslipp i det aktuelle variasjonsområdet for utslipp. Det betyr at marginal miljøkostnad (endring i kostnad pr. enhet endring i utslipp) er forutsatt konstant i det intervallet vi betrakter. Siden miljøkostnadskurven er krummet oppover, betyr det at vi undervurderer marginal miljøkostnad i området ($u^1 - u^3$), og overvurderer den i den nedre delen ($u_2 - u_1$) av variasjonsområdet for utslipp. Det er ikke gjort noe forsøk på å utlede kostnadsfunksjoner i sin helhet, og total miljøkostnad er derfor heller ikke beregnet i modellen.

Forutsetning om konstant marginal skade er også gjort for sammenhengen mellom trafikk-kostnader og forbruk av drivstoff. Her er marginalkostnaden antatt å være lik gjennomsnittskostnaden. Hvis kostnader ved ulykker, støy og trafikkøer også stiger raskere når trafikkvolumet øker, undervurderes marginalkostnaden ved økt trafikk i denne modellen.

For helseskader er utslippsprognoser for Oslo 1985-2000 brukt ved beregningen av marginale kostnader. Disse har SFT utarbeidet på grunnlag av forurensningsprognoseutvalgets framskrivninger av nasjonale utslipp (Forurensningsprognoseutvalget, 1988). Vi tar Forurensningsprognoseutvalgets framskrivning av utslipp på nasjonalt nivå i samme tidsrom som indikasjon på hvilket intervall de beregnede marginale miljøkostnadene kan antas å gjelde innenfor. Disse nivåene er vist i tabell 1.

Tabell 1. Utslippsområde for lineær tilnærming av skadefunksjon. Tusen tonn

	1985	2000
SO ₂	100	105
NO _x	240	280*
CO	590	430
Partikler	24	27

Kilde: SSB (1989), Forurensningsprognoseutvalget (1988)

* Korrigert i ettertid ved revisjon av utslippskoeffisienten for NO_x i innenriks sjøfart.

Når det gjelder forsuringsskader, vil endringer i norske utslipp gi små endringer i total sur avsetning, som hovedsakelig stammer fra utenlandske kilder. Dermed blir nivået på forsuring lite påvirket og marginal skade i form av fiskedød og biologisk veksttap antas å være tilnærmet uavhengig av nivået på norske utslipp av SO₂ og NO_x. Materialskade av SO₂ er beregnet på grunnlag av lineære dose-responsfunksjoner. Dermed kan anslag for marginale materialkostnader antas å gjelde også for utslippsnivåer av SO₂ en god

del lavere enn 100 tusen tonn. Helseskadene knytter seg i hovedsak til utslipp av NO_x og partikler. Det er sannsynlig at marginalkostnaden avtar med avtakende utslipp. Dagens nivå for utslipp av NO_x og partikler ligger i nedre del av intervallet.

Beskrivelsen av sammenheng mellom utslipp og miljøkostnad er beheftet med betydelig usikkerhet. I kildene som er blitt benyttet er dette ofte indikert ved å angi et usikkerhetsintervall omkring punktanslaget. I de kildene hvor kostnaden kun oppgis å ligge innenfor et intervall har vi selv valgt en verdi (midtverdien) innenfor intervallet. Der hvor kostnaden bare angis ved et punktanslag har vi konstruert et rimelig intervall rundt dette. Med utgangspunkt i usikkerhetsintervallene er det foretatt en stokastisk simulering av de samlede miljøkostnadene. Dette er omtalt i avsnitt 6.

2.1 KOSTNADER VED HELSESKADER

De helsekostnader som beregnes i denne rapporten gjelder skader fra utslipp til luft av SO₂, NO_x, CO og partikler. Ved økte konsentrasjoner av SO₂ og NO_x øker risikoen for luftveisinfeksjoner. CO hemmer opptak av oksygen i blodet og øker risikoen for hjertekrampe hos utsatte personer. CO fører også til redusert aktivitet hos friske mennesker. Partikler sammen med SO₂ kan gi luftveissykdommer. Partikler er også bærere av kreftfremkallende stoffer.

Beregningene bygger på resultater fra tiltaksanalyser utarbeidet av Statens forurensningstilsyn (SFT). SFT har til nå gjennomført omfattende tiltaksanalyser for Oslo (SFT, 1987a) og Sarpsborg/Fredrikstad (SFT, 1988a). Disse analysene anslår økonomisk gevinst av å redusere utslipp av ulike komponenter til luft og gir dermed et grunnlag for å sammenlikne nytte med kostnader ved å gjennomføre tiltakene.

Norsk institutt for luftforskning (NILU) har utarbeidet spredningsmodeller for utslipp til

Tabell 2. Endring i utslipp og antall eksponerte personer. Tiltaksanalysen for Oslo

Komp. (j)	Endring i utslipp 1985-2000. Tonn. (dU_j)	Endring i antall personer over grenseverdien. 1985-2000 (dP_j)	Kostnaden ved at 1 person kommer over grenseverdien. 1000 1986-kr. (C_j) Sannsynlig verdi, nedre og øvre grense.	"Marginal" helsekostnad, 1000 1986-kr pr. tonn (MC_j). Sannsynlig verdi, nedre og øvre grense.
SO ₂	2500	154 000	2 .0 (0.77-3.33)	123 (47-205)
NO _x	-800	-88 000	4 .0 (1.40-7.70)	440 (154-847)
CO	-44600	-1 000	6 .0 (2.15-11.0)	0.1 (0.05-0.25)
Partikler	200	20 000	4 .4 (1.54- 8.33)	440 (154-833)

Kilde: SFT 1987a.

luft. Disse ble brukt i SFT's tiltaksanalyser til å beregne hvor mange mennesker i byområdene som blir utsatt for helseskadelige forurensningskonsentrasjoner ved ulike utslippsnivåer. Grenseverdier for helseskadelige forurensningskonsentrasjoner er gitt av Verdens helseorganisasjon (WHO) og drøftet i SFT (1982).

Fra tiltaksanalysene (SFT 1987a, 1988a) kan en avlede *kostnaden* i 1986-kroner ved at 1 person utsettes for konsentrasjoner over de anbefalte grenseverdier av de aktuelle forurensningskomponentene og dermed får svekket helse. Kostnaden (C_j) for 1 person eksponert for konsentrasjoner over grenseverdien av komponent j angis ved et anslag for mest sannsynlige verdi med usikkerhetsintervall.

Tiltaksanalysen for Oslo angir en prognose for endring i utslipp (dU_j) til luft av komponentene SO₂, NO_x, CO og partikler i Oslo i perioden 1985-2000. Endringen (dP_j) i antall personer som vil utsettes for konsentrasjoner

over de anbefalte grenseverdier i samme periode er også gitt på basis av NILU's spredningsmodeller. Sammenhengen mellom antall personer over grenseverdien og utslipp til luft forutsettes av oss å være lineær.

Maksimal, minimal og sannsynlig økning i helsekostnad som følger av 1000-tonns økning i utslipp av komponent nr. j ("marginal" helsekostnad, MC_j) beregnes dermed ved:

$$MC_j = dP_j / dU_j * C_j \quad (1)$$

Tabell 2 viser beregnede marginale helsekostnader ved utslipp av de enkelte forurensningskomponenter, samt grunnlaget for å beregne dem.

Helseskadene i tiltaksanalysen er knyttet til utslipp fra mobile og stasjonære kilder og gjelder for Oslo. Vi forutsetter imidlertid at sammenhengen beskrevet ovenfor *forventningsmessig* også gjelder for Bergen, Trondheim, Stavanger og Bærum, det vil si i lan-

Tabell 3. Andelen utslipp som kan gi økt helseskade. Forventet verdi, nedre og øvre grense i parentes. Prosent

Komponent	Stasjonære utslipp	Mobile utslipp
SO ₂	7.0 (3.0 - 11.0)	18.0 (9.0 - 27.0)
NO _x	6.0 (2.5 - 9.5)	18.0 (8.0 - 28.0)
CO	14.0 (5.0 - 23.0)	20.0 (9.0 - 31.0)
Partikler . .	17.0 (8.0 - 26.0)	7.0 (6.5 - 7.5)

dets fem største kommuner med hensyn til folketall. Det forutsettes med andre ord at bare utslipp i disse fem kommunene forårsaker helseskade, og at den marginale skaden av utslipp i disse kommunene er den samme som i Oslo. Den andel av nasjonale utslipp som dermed antas å forårsake helsekostnader, antas å være konstant i beregningene. Hvis befolkningen fortsetter å flytte fra distriktene og de store byene fortsetter å vokse på samme måte som tilfellet har vært hittil, vil trafikken og brenselsbruk til oppvarming hos private husholdninger og tjenestetende næringer øke i byene. Det er derfor sannsynlig at de fem kommunenes andel av totale utslipp vil øke over tid. Den samme utvikling vil også bidra til at en vil oppleve konsentrasjoner over grenseverdien av de aktuelle komponenter i flere byer enn de som er tatt med her. Disse faktorene kan medføre at helsekostnadene blir undervurdert med denne metoden.

Som en nedre grense antar vi at det bare er utslippene i Oslo som er helseskadelige. Andelen utslipp som kan gi økte helseskader forutsettes å være symmetrisk fordelt slik at øvre grense ligger i samme avstand fra forventningsverdien som nedre grense.

Endring i helsekostnad (dH_j) ved endring i stasjonære utslipp (dS_j) og mobile utslipp (dM_j) av komponent j er da gitt ved:

$$dH_j = MC_j (dM_j \cdot \alpha'_m + dS_j \cdot \alpha'_s). \quad (2)$$

Andelene α'_s og α'_m av henholdsvis stasjonære og mobile utslipp som forårsaker helseskade er gitt i tabell 3 og $dM_j + dS_j = dU_j$.

2.2 SKOGSKADER

Skogskadeutvalget oppnevnte i 1988 en prosjektgruppe som skulle vurdere hvordan forurensning kan påvirke skogen på lang sikt (25-30 år). Prosjektgruppens rapport (Miljøverndepartementet, 1988) beskriver de sentrale hypotesene om sammenheng mellom luftforurensning og skader på skog. Ozonpåvirkning, nitrogen-tilførsel og skader via jordforsuring utpekes som de viktigste årsakene.

Ozon reduserer veksten og gir tidlig aldring av vegetasjon. Nye forsøk viser at ikke bare høye konsentrasjoner, men også eksponering for relativt lave konsentrasjoner over lang tid gir veksttap og redusert evne til å tåle frost og tørke (SFT, 1988b). Klimaforhold har stor betydning for omfanget av ozonskade på skog. Lav temperatur og lite lys forsterker veksttapet ved gitt ozonkonsentrasjon, mens fuktighet demper virkningen av ozon.

Jordforsuring er kjemisk endring i jordsmonnet for eksempel som følge av tilførsel av sure svovel- og nitrogenforbindelser. Forsuring fører til utvasking av viktige næringsstoffer som magnesium og kalium. Forsuring løser også ut metaller som kan ha giftvirkninger. Metallenes kjemiske egenskaper forandres slik at de går fra en ikke-skadelig til en skadelig form. Aluminium er det metallet som er mest utbredt i jordbunnen. Treverdig aluminium i ioneform skader røttene og gir redusert opptak av næringsstoffer som magnesium og kalsium. Den

kjemiske sammensetningen i jordbunnen har betydning for hvor skadelig forsurening er.

For store *nitrogen-tilførsler* kan relativt sett gi mangel på andre viktige næringsstoffer som magnesium, og dermed svekke trærne. Størrelsen på bestanden av skog og tilveksthastigheten har betydning for evnen til nitrogenopptak.

Rapportens anslag over forurensningskostnader på skog danner grunnlag for vår beregning av marginale kostnader ved norske bidrag til skogskade.

Svovel- og nitrogentilførsler kommer først og fremst som langtransportert sur nedbør, mens innenlandske kilder bidrar med 5 - 10 prosent (SFT, 1990). Nitrogenoksider (NO_x) bidrar til ozondannelse ved en reaksjon med flyktige organiske komponenter (VOC) i sollys. Ozonforurensning skyldes også for en stor del tilførsel fra utlandet. Utslipp av nitrogen regnes som bestemmende for bakgrunnskonsentrasjonen av ozon i den lavere troposfæren, mens episoder med høye ozonverdier har sammenheng med utslipp av VOC (Hov, 1988). Episoder med høye ozonverdier bidrar lite til den samlede ozon-belastningen siden dose-responsfunksjonen for biologisk vekst er lineær og episodene er kortvarige (SFT, 1988c).

Skogskadeutvalget anslår samlet tilveksttap på grunn av luftforurensning i norske skoger til 1-2 millioner m^3 i 1988. Verdien av dette tapet er 300-600 millioner 1988-kroner. På 25-30 års sikt antas det at skogens bufferkapasitet (evne til å nøytralisere sur avsetning) i større utstrekning er utnyttet og at tilvekstreduksjonen øker fra ca. 10 prosent i 1988 til 20 prosent pr. år. Det årlige tapet ved skogskader vil da være 700-1000 millioner 1988-kroner.

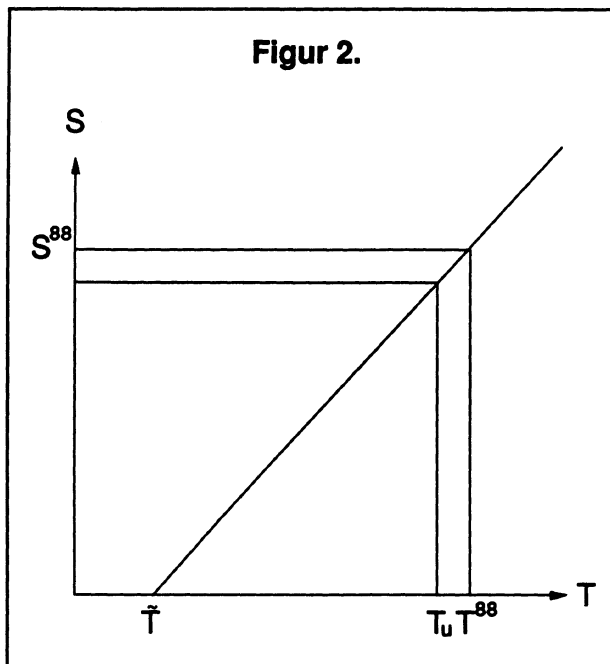
I tillegg til verdien av veksttapet påføres samfunnet et tap i form av redusert nytte av skog som rekreasjonsområde. Det er ikke gjort egne studier av omfanget av denne kostnaden. Skogskadeutvalget viser til at

vassdragsforsuring representerer et tap knyttet til fiskedød på 400-500 millioner 1987-kroner årlig, og antar at forringelsen av skog som rekreasjonsområde (minst) er av samme størrelsesorden. Totale kostnader ved forurensning av skog antas dermed å være 1 100 - 1 500 millioner 1988-kroner.

Naturens tålegrense når det gjelder forsurening er anslått å være 80 prosent under tilførselsnivået i 1980 for svovel, og 60 prosent lavere enn 1980-nivået for nitrogen. Ved tilførsler under tålegrensen vil veksttap ikke forekomme. For enkelthets skyld har vi antatt at tålegrensen ligger 80 prosent under nivået på samlede tilførsler av SO_2 og NO_x i 1980. Hvis dette er anslått for lavt, betyr det at marginal skogskade ved utslipp over terskelverdien er undervurdert i vår modell. I vår beregning av marginale samfunnsøkonomiske kostnader ved skade på skog har vi også gjort den forenkende forutsetning at kostnadene ved skogskade øker lineært med samlet tilførsel av SO_2 og NO_x utover tålegrensen. Den marginale skaden ved tilførsel av SO_2 og NO_x er gitt ved at vi kjenner nivået på skaden i 1988.

Siden våre beregninger har et langsiktig perspektiv (10-20 år) på utslipp og skade, har vi brukt Skogskadeutvalgets anslag på 20 prosent veksttap som grunnlag.

Hittil har det vært vesentlig forskjell i forsureningsbidraget fra svovel og nitrogen. Nitrogen er i motsetning til SO_2 også et næringsstoff for planter, og skadevirkning inntreffer ikke før nitrogenbehovet er mettet. 1000 sjørsundersøkelsen (SFT, 1987b) viser imidlertid sterk økning i nitratinholdet i ferskvann. Nitrogenlekkasje til innsjøer peker mot at jordsmonnet kan være nitrogen-mettet, det vil si at vegetasjonen ikke er i stand til å nyttiggjøre seg hele tilførselen. I Syvertsen (1988) er forsureningsskaden regnet pr. tonn NO_x og SO_2 anslått å være av forholdet 1:2. Når en tar hensyn til at NO_x også bidrar til skogskade som kilde til ozon, skal NO_x imidlertid tillegges en større vekt enn dette. I og med at våre marginale kostnadstall for NO_x



også skal dekke ozonskade, lar vi marginalkostnaden ved utslipp være lik for SO₂ og NO_x.

Figur 2 skisserer verdien (S) av skogskade som en lineær stigende funksjon av sure tilførsler (T) over terskelverdien \bar{T} . Sur avsetning i 1988 (T^{88}) består hovedsakelig av langtransporterte tilførsler av svovel- og nitrogenforbindelser fra utlandet (T_u).

Data over avsetning av forsurende svovel- og nitrogenforbindelser fra Norge og utlandet er tilgjengelig fra Program for måling og evaluering av langtransport av luftforurensning i Europa (EMEP) (Iversen et al., 1989). Formålet for vår analyse er imidlertid å knytte skade til omfanget av norske *utslipp* av SO₂ og NO_x. I følge SFT (1990) bidrar norske utslipp med om lag 10 prosent av forsurende tilførsler. Vi antar samme skadevirkning av norske som utenlandske tilførsler, og proporsjonalitet mellom norske utslipp (U_N^{88}) av SO₂ og NO_x og tilførsel. Skade av egne utslipp tilsvarer da 130 (110 - 150) millioner 1988-kroner forårsaket av norske utslipp på 292 tusen tonn SO₂ og NO_x i 1988 (SSB, 1991). Marginal skogskade regnet i 1988-

kroner pr. tonn utslipp av SO₂ og NO_x kan da beregnes som

$$dS/dU_N = 0.1S^{88}/U_N^{88} \quad (3)$$

som gir

$$dS / dU_N = 450 \text{ (380 - 510) kr/tonn}$$

Figur 2 framstiller norske avsetninger ($T^{88}-T_u$) som en forurensningsbelastning som kommer i tillegg til den importerte fordi formålet er å vurdere effekten av norske miljøtiltak og norsk økonomisk politikk på avkastningen og rekreasjonsverdien av skog. Dette har ingen betydning for beregningen av marginal skade på skog så lenge ikke en reduksjon i norske utslipp bringer samlet avsetning ned under naturens tålegrense. Importert tilførsel ligger langt over tålegrensen, og selv kraftige rensetiltak i Europa vil ikke endre på dette forholdet innen overskuelig framtid.

2.3 FORSURING AV FERSKVANN

Verdien av sportsfiske i elver og sjøer er anslått i Strand (1980). Medregnet opsjons- og eksistensverdien av ferskvannsfiske og målt i 1987-kroner er den ca. 4 milliarder kroner pr. år (Syversen, 1988). Om lag 10 prosent av arealet i Norge er sterkt skadet av forsurening (Syvertsen, 1988). Hvis en antar at samme andel av muligheten til å drive sportsfiske er ødelagt, betyr det at skaden kan verdsettes til rundt 400 millioner 1987-kroner årlig.

Navrud (sitert i Syvertsen, 1988) har registrert betalingsvillighet for å opprettholde muligheten for sportsfiske ved hjelp av kalking, og finner en betalingsvillighet i om lag samme størrelsesorden som Strand (375 millioner 1987-kroner årlig.)

I tillegg kommer tap av fangst for 10 millioner kroner pr. år (Miljøverndepartementet sitert i Syversen, 1988) og tap av rekreasjonsverdi på 85 (50 - 120) millioner kroner

Tabell 4. Årlig tap ved forsurening av vassdrag. Millioner 1987-kroner

Tap av fiskemuligheter . . .	400
Tap av fangst	10
Tapt rekreasjonsverdi	85
I alt	495

pr. år (Strand, 1980). Totalt blir årlig tap på 495 millioner 1987-kroner (se tabell 4).

Som for skogskader forutsetter vi at 10 prosent av vassdragsforsuring skyldes norske utslipp. Kostnaden ved vassdragsforsuring av norske utslipp er dermed lik 49.5 millioner 1987-kroner årlig. Vi antar at usikkerhetsintervallet for total skade på ferskvannsfisk fra norske utslipp strekker seg over samme område som det oppgitte intervallet for rekreasjonsverdikomponenten. Dette gir et intervall på 30-70 millioner kroner.

Marginale forsureningskostnader (dFF/dU_N) i form av fiskedød av norske utslipp av NO_x og SO_2 i 1987-kroner er da gitt ved:

$$dFF/dU_N = 170 (100 - 240) \text{ kr/tonn}$$

2.4 KOSTNADER VED KORROSJON AV REALKAPITAL

Flere forurensende utslipp skader materialer. Atmosfærisk korrosjon forårsaket av SO_2 -forurensning har vært kjent relativt lenge, og er best kartlagt hittil. Tørravsetning av SO_2 øker korrosjonshastigheten til metaller, og reduserer levetiden til malte flater (stålplater, mur og tre). Bygningskapital er spesielt utsatt for slike skader. Ozon skader materialer som plast, gummi og asfalt.

Anslag for marginale materialkostnader bygger på Glomsrød og Rosland (1989). Her

beregnes årlige kostnader som SO_2 -forurensning forårsaker ved å redusere levetiden for galvanisert stål, malte stålplater og malt eller beiset tre. Beregningen bygger på dose-respons funksjoner (Henriksen et al., 1981) som gir reduksjon i materialers levetid som funksjon av SO_2 -konsentrasjonen.

For malte flater er skadene målt som reduksjon i levetid og kostnaden er proporsjonal med SO_2 -konsentrasjonen. For galvanisert (sink-belagt) stål er omfanget av materialskaden også proporsjonal med konsentrasjonsnivået, men ekstra kostnader oppstår først når SO_2 -konsentrasjonen er så høy at metallet må overmales før den økonomiske levetiden til bygningsdelen er omme.

I Glomsrød og Rosland (1989) ble korrosjonskostnader forårsaket av innenlandske utslipp i 1985 beregnet til 220 millioner 1985-kroner. I beregningen var det da tatt hensyn til regionale forskjeller med hensyn til forurensning og fordeling av bygningskapital.

Det forutsettes i det følgende at korrosjonskostnadene er proporsjonale med totale utslipp av SO_2 . Denne forenklingen baserer seg på en antakelse om at SO_2 -konsentrasjoner lokalt er proporsjonal med nasjonale utslipp, noe som avhenger av at produksjonsstruktur ikke endrer seg vesentlig, slik at geografisk fordeling av utslipp og beholdning av bygninger er relativt stabil.

Anslaget på 220 millioner kroner representerer utgifter som bedrifter og husholdninger belastes direkte i form av økt vedlikehold. I tillegg er det beregnet at den økningen i kapitalpris som dette medfører, skaper en vridning i bruk av innsatsfaktorer mot mindre kapitalinnsats. Dette genererer i følge en beregning med den generelle likevektsmodellen MSG et tap i BNP på om lag 100 millioner 1985-kroner årlig (Glomsrød og Rosland, 1989). Disse allokeringkostnadene inkluderes i beregning av proporsjonalitetsfaktoren som angir hvor mye korrosjonskostnader øker når SO_2 -utslippene øker. Årlige gjennomsnittskostnader ved korrosjon

i 1985-kroner blir da 3 200 kr/tonn SO₂. Det forutsettes at korrosjonskostnadene med sikkerhet befinner seg innenfor intervallet (0 - 2 × 3 200) kroner/tonn SO₂ = (0 - 6 400) kroner/tonn SO₂.

Materialska­den er her for enkelhets skyld bare knyttet til utslipp av SO₂. Den marginale materialkostnaden ved utslipp avhenger imidlertid også av størrelsen på materialbeholdningen (bygning­skapital). Ved vekst i kapitalbeholdningen blir dermed materialkostnadene ved utslipp noe undervurdert. Videre er den marginale kostnaden også undervurdert i det forurensningsintervallet vi ser på, fordi vi har satt marginal kostnad lik gjennomsnittskostnad. Imidlertid er det en del av skaden som ikke inntre­r ved lave forurensningsverdier fordi den økonomiske levetiden til noen materialer da ikke påvirkes av skaden.

2.5 KOSTNADER FORBUNDET MED VEGTRAFIKK

De eksterne effekter av bilkjøring og annen samferdsel er omfattende. I tillegg til å forårsake utslipp av flere forurensende stoffer påfører trafikkarbeidet samfunnet kostnader i form av blant annet trafikkulykker, vegslitasje, støy og trafikkøer. Kostnader som skyldes utslipp er innarbeidet i de tidligere omtalte miljøkostnadskomponentene. I en avgiftssats som skal gjenspeile eksterne kostnader ved forbruk av fossilt brensel til transport er det også på sin plass å innarbeide eksterne kostnader av bilbruk som er bestemt av trafikkvolumet og har nær sammenheng med drivstofforbruket. Kostnadene som skyldes utslipp fra kjøretøy kan teoretisk sett elimineres hvis det investeres nok i renseutstyr eller i bilmotorer. Samfunnet vil likevel ha uoptimalt høyt nivå på biltrafikk og bli påført betydelige kostnader hvis ikke bilbruk pålegges hele kostnaden ved vegtrafikken.

Ved å relatere eksterne trafikkostnader til drivstofforbruk i stedet for trafikkmengde, kan eksterne trafikkostnader ved drivstofforbruk bli undervurdert over tid. Hvis bilmotorer blir mer energieffektive, vil kjørelengden øke raskere enn drivstofforbruket. Høy pris på drivstoff vil påskynde en slik utvikling. Ved innføring av avgifter på drivstoff vil gevinsten i form av reduksjon i ulykker, køer, vegslitasje og støy bli overvurdert.

SFT og Oslo kommune har i samarbeid utført en tiltaksanalyse når det gjelder luftforurensning i Oslo (SFT, 1987a). Som konklusjon anbefales flere rent trafikale tiltak som bompeng­eordninger, parkeringsrestriksjoner og bedre kollektivtilbud. Disse anslås å redusere trafikkmengden i Oslo med 20-30 prosent fra et nivå i år 2000 som ligger 30-40 prosent over nivået i 1986. Nedgangen i trafikken vil på sin side medføre blant annet færre trafikkulykker, bedre framkommelighet, samt mindre vegslitasje og trafikkstøy. Gevinsten ved disse forbedringene er også anslått i tiltaksanalysen. På dette grunnlaget har vi anslått marginale eksterne trafikkostnader knyttet til drivstofforbruk ved svært forenk­lende å anta proporsjonalitet mellom endring i trafikkmengde og endring i forbruk av drivstoff (bensin og autodiesel).

Størrelsen på vegkapitalen påvirker trafikk­tettheten og køkostnader knyttet til en gitt mengde vegtrafikk. SFT's tiltaksanalyse for Oslo (SFT, 1987) forutsetter at kapasiteten utbygges i takt med Norsk Vegplan, noe som her også antas å gjelde på landsbasis.

Avsnittene 2.5.1 -2.5.4 beskriver hvordan de ulike elementene av marginal ekstern trafik­kostnad er beregnet, basert på SFT's tiltaksanalyse for Oslo. I beregningene av marginale trafikkostnader regner vi, som i tiltaks­analysen, med 35 prosent økning i drivstofforbruket i Oslo fra 1986 til 2000, og at 25 prosent reduksjon i drivstofforbruket fra nivået i 2000 gir de omtalte gevinstene ved reduksjon i ulykker, køkostnader, vegslitasje og støy.

2.5.1 Kostnader ved trafikkulykker

En nedgang i trafikken i Oslo på om lag 25 prosent fra nivået i år 2000 ble anslått å gi 5 300 færre trafikkulykker årlig hvorav 300 er ulykker med personskader. Verdien av dette anslås til 146 millioner 1986-kroner pr. år. I beregningen av marginal ulykkeskostnad ved drivstofforbruk forutsetter vi at en tilsvarende reduksjon (25 prosent) i drivstofforbruk gir like stor relativ nedgang (13 prosent) i ulykestall på nasjonalt nivå. Verdien av dette beregnes utfra forutsetning om at gjennomsnittsverdien pr. ulykke for hele landet er den samme som i Oslo, det vil si 27 547 1986-kroner pr. ulykke.

Sammenlikning med andre anslag kan imidlertid tyde på at ulykker i Oslo koster mer i gjennomsnitt enn ellers i landet. TØI oppgir for 1986 438 000 trafikkulykker til en kostnad på 7 031 millioner 1986-kroner (TØI, 1988). Kostnader pr. ulykke for hele landet var dermed i gjennomsnitt 16 053 kroner. TØI's anslag er sammensatt av kostnader grunnet tapt produksjonsbortfall (ved dødsfall, invaliditet, egen eller pårørendes skade), medisinske kostnader, materielle kostnader og administrative utgifter. Når SFT's anslag for gjennomsnittskostnad pr. ulykke ligger høyere enn dette, kan det enten skyldes at ulykkene som skjer i Oslo er gjennomgående alvorligere enn de som finner sted andre steder i landet, at SFT har inkludert flere kostnadskomponenter (skjønnsmessig er det lagt til 5-10 prosent for trivselstap) eller at SFT regner med stigende marginale ulykkeskostnader i vegtrafikken. I det følgende benytter vi gjennomsnittskostnaden fra SFT.

En reduksjon i drivstofforbruket på 25 prosent utfra nasjonalt nivå i år 2000 tilsvarer en reduksjon på 930 000 tonn. Vi forutsetter at dette gir lik prosentvis reduksjon i ulykker på landsbasis som i Oslo, det vil si 13 prosent. I følge disse forutsetningene medfører 930 000 tonn reduksjon i drivstofforbruk en nedgang på om lag 40 769 ulykker i alt, verdsatt til 27 547 1986-kroner pr. ulyk-

ke. Marginal ulykkeskostnad pr. 1000 tonn drivstoff blir da 1.21 millioner 1986-kroner.

Det er ikke oppgitt noe intervall for usikkerheten rundt kostnaden ved trafikkulykker eller for sammenhengen mellom ulykker og trafikkmengden. I Syversen (1988) gis imidlertid "nyttetapet av en gjennomsnittsulykke" et vektltall 70 000 og usikkerheten rundt dette er gitt ved intervallet 30 000 - 200 000. Antar vi at graden av usikkerhet er den samme for den marginale ulykkeskostnad ved drivstofforbruk, og at forholdet mellom sannsynlig verdi og nedre grense og sannsynlig verdi og øvre grense er det samme for de to målene, er nedre grense lik 0,52 millioner og øvre grense lik 3,46 millioner 1986-kroner for marginale ulykkeskostnader ved bruk av bensin og diesel.

Kostnader ved trafikkulykker er bare delvis eksterne kostnader for vegtrafikanter. Gjennom forsikringsordninger dekker bilkjørere selv forventet materialskade (pluss et tillegg for risikoaversjon) som påføres andre i ulykker. Kostnader ved personskader bæres imidlertid av det offentlige gjennom helsevesenet, trygdesystemet og som uførhet og inntektstap hos forulykkede. Strengt tatt burde bare denne delen av kostnaden innlemmes i en avgift på drivstoff. Forsikringsordninger er imidlertid utformet slik at premier betales som engangsbeløp for en begrenset kjørelengde i året. Innenfor relativt store intervaller gir de dermed ikke incitament til å se skader som del av den variable kostnaden ved å kjøre bil. Ved å innlemme også materialskader i grunnlaget for en drivstoffavgift, får vi internalisert hele kostnaden. Imidlertid skulle faste kostnader ved bilbruk vært justert tilsvarende ned.

2.5.2 Kostnader ved trafikkøer

Oslo-undersøkelsen anslår at 25 prosent reduksjon i trafikkmengde i år 2000 vil bedre framkommeligheten (reducere kjøretiden) med 30 prosent. Tidsgevinsten av dette for biltrafikanter i Oslo anslås å være verdt 442

millioner 1986-kroner. Tidsgevinster for andre trafikanter som kollektivreisende, gående eller syklende er da ikke medregnet.

Vi antar at bare en del av trafikkarbeidet i Norge foregår i områder hvor det er tilsvarende potensiale for å redusere køkostnadene. Det antas her at 25 prosent trafikknedgang på landsbasis vil medføre en gevinst av bedre framkommelighet som i Oslo i landets 10 største byer med om lag 30 prosent av befolkningen (11 prosent bor i Oslo). Gevinsten antas å være proporsjonal med befolkningstallet. Tidsgevinsten på landsbasis får da en verdi på om lag $(442/11) \times 30 = 1\,205$ millioner 1986-kroner, som inntreer når forbruket av drivstoff på nasjonalt nivå reduseres med 25 prosent i 2000. Drivstoffnedgangen regnet i mengde utgjør 930 tusen tonn. Forutsatt proporsjonalitet mellom drivstofforbruk og reduserte køkostnader, vil tusen tonn drivstofforbruk gi framkommelighetskostnader på 1,30 millioner 1986-kroner pr. år (marginal framkommelighetskostnad).

Det oppgis ikke noe intervall for usikkerheten rundt anslaget, hverken for sammenhengen mellom trafikkmengde og framkommelighet eller verdien av bedret framkommelighet. Spesielt det siste kan antas å være beheftet med svært stor usikkerhet idet en nødvendigvis må basere seg på strenge forutsetninger.

Det forutsettes her at den marginale framkommelighetskostnad kan anta verdien 0 som sin nedre grense, mens øvre grense er $2 \times 1,30 = 2,60$ millioner 1986-kroner.

2.5.3 Kostnader ved vegslitasje

Gevinsten av redusert vegslitasje beløper seg til 136 mill. 1986-kr pr. år for Oslo. Ifølge petroleumstatistikken ble omlag 9 prosent av all bilbensin og autodiesel solgt i Oslo i 1988. Hvis også 9 prosent av vegslitasjen foregår i Oslo, vil en reduksjon i totalt drivstofforbruk på 25 prosent (930 tusen tonn) redusere vegslitasjen med 1 511 millioner

kroner pr. år for hele landet, eller 1,62 millioner 1986-kroner pr. år pr. tusen tonn drivstoff (marginal vegslitasjekostnad).

Heller ikke her er det oppgitt noe intervall for usikkerheten rundt anslaget. Til tross for at sammenhengen mellom trafikk og vegslitasje og de tilhørende kostnader må kunne antas å være mindre usikre enn gevinsten av bedre framkommelighet, lar vi også dette intervallet strekke seg fra 0 til $2 \times 1,62 = 3,24$ millioner 1986-kroner.

2.5.4 Støybelastning fra vegtrafikk

I Grøtvedt (1987) blir kilder til og virkninger av støy drøftet. Omtale av støyproblemer i dette avsnittet bygger i stor utstrekning på denne rapporten.

Vegtrafikk er en dominerende kilde til støy-sjenanse. Etter vegtrafikkstøy følger nabostøy og flystøy. Få personer blir sjenert av støy fra tog og industri.

Tiltak mot luftforurensning som resulterer i trafikkbegrensning vil dermed også gi utslag i bedre bo- og leveforhold i form av mindre støyplager.

Fysisk støynivå kan måles, men belastningen som støy representerer er avhengig av individets subjektive opplevelse av fenomenet.

Skadevirkninger av støy tar ulike former:

- subjektiv oppfatning av støy som plage
- negativ innvirkning på læreprosesser
- produktivitetstap (søvnløshet, forstyrrelser)
- helseskade.

Det er omstridt om støy skader fysisk helse, selv om støy påviselig forårsaker fysiske endringer i blodtrykk og hjertefrekvens. Mange studier konkluderer med at støy heller ikke forårsaker psykiske lidelser, men at personer

med psykiske lidelser i større grad enn andre er sjenert av støy. Miljøkostnader på grunn av støy kan dermed se ut til først og fremst å gjelde nedsatt produktivitet under læring og arbeid, og trivselstap.

Transportøkonomisk institutt (Nielsen, 1985) har anslått hvor mange boliger i Norge som er utsatt for et utendørs støynivå på 60 dBA eller mer fra vegtrafikk. Grøtvedt (1987) gir et bilde av hvordan den faktiske støyen oppleves på bakgrunn av data om støyplage fra Statistisk sentralbyrås Levekårsundersøkelser og Boforholdsundersøkelser. Konklusjonen er at om lag halvparten av de personer som utsettes for støy over 60dBA, føler seg plaget av støy. Tabell 5 viser utviklingen i antallet personer som er utsatt for og føler seg plaget av støy fra vegtrafikk.

I følge Opplysningsrådet for veitrafikken (1986) økte antall motorkjøretøyer sterkt i årene 1970-1985. I denne perioden økte det offentlige vegnettet langsommere enn bilparken. Nielsen (1985) oppgir at det i 1980 var 28 prosent av boligene som var utsatt for vegtrafikkstøy over 60 dBA, mot 22 prosent i 1970. SSB's boforholdsundersøkelser fra 1973 og 1981 viser markert økning i andelen husholdninger som hører støy i spredtbygde strøk og mindre tettsteder, men ikke økning i andelen husholdninger som er plaget av støy (SSB, 1974,1983). Etter 1980 har også andelen støyutsatte holdt seg nokså konstant (Nielsen, 1985).

Noen faktorer som kan ha bidratt til at det ikke er registrert betydelig vekst i støyplage etter 1980, er:

- svakere vekst i trafikkmengden
- nye biler gir mindre støy
- støyskjermingstiltak

Lav vekst i antall personer som er plaget av støy betyr imidlertid ikke nødvendigvis at omfanget av støyplage har stabilisert seg. Større trafikk på samme vegnett kan ha ført til at mange som var støyplaget i 1980 er blitt mer plaget av støy senere, uten at dette

Tabell 5. Personer utsatt for og plaget av vegtrafikkstøy

	1970	1980
Utsatt for støy:		
Boliger (hush.)	286 000	428 000
Personer	829 000	1 156 000
Plaget av støy:		
Personer	415 000	578 000

Kilde: Nielsen (1985), Grøtvedt (1987).

registreres verken i TØI's kartlegging eller i boforholds- og levekårsundersøkelsene. Disse registrerer bare om husholdninger er henholdsvis utsatt for støy, og utsatt for/plaget av støy. Dersom den delen av befolkningen som var plaget i 1973 er belastet med en betydelig del av trafikk- og støyveksten 1973-1981, har støykostnaden antakelig likevel økt. Tatt i betraktning den lave veksten i det offentlige vegnettet, kan de som var plaget i 1973 ha blitt ytterligere plaget av støy.

I vår modell forutsetter vi at vekst i trafikkarbeidet øker den miljøkostnaden som støyplage representerer. Støykostnaden forutsettes å være proporsjonal med drivstofforbruket som indikerer utviklingen i trafikkarbeidet. I følge Grøtvedt (1987) er 580 tusen personer plaget av vegtrafikkstøy. Om lag 300 tusen av disse er "svært forstyrret" av vegtrafikkstøy (SFT, 1985). For denne gruppen som er sterkt plaget, er de samfunnsøkonomiske kostnader anslått å være 400-850 millioner kroner (SFT, 1985). Dette anslaget omfatter kostnader ved subjektiv plage, produktivitetstap og en andel av helseskadene. Ut fra dette anslår SFT i forbindelse med tiltaksanalysene at de totale samfunnsøkonomiske kostnader ved vegtrafikkstøy, som gjelder alle støyplagede, omfatter negativ innvirkning på læreprosessen samt flere helseskader, er på 1-2,5 milliarder 1988-kroner i 1988 (Syversen, 1988). Dette gir en

gjennomsnittlig støykostnad på 440 - 1080 tusen 1990-kroner pr. tusen tonn drivstoff (bilbensin og autodiesel) som benyttes i modellen. Kostnaden pr. støyplaget person blir 1 700 - 4 300 kroner.

Anslaget på marginal støykostnad i modellen fordeler støykostnaden ved vegtrafikk på hele drivstofforbruket. Dersom marginal støykostnad øker med støynivå, eventuelt at det finnes en terskelverdi for plagsomt støynivå, kan vi ha undervurdert den marginale støykostnaden ved bruk av drivstoff ved det eksisterende støynivået.

I forbindelse med tiltaksanalysen for Oslo (SFT, 1987) ble det gjort anslag over reduksjon i antall støyplagede ved 25 prosent reduksjon i trafikkmengden i år 2000. Om lag 45 000 færre personer ble utsatt for støyplage etter trafikkreduksjonen. Ser vi denne gevinsten i forhold til nedgang i drivstofforbruk, blir marginal støykostnad 5.3 (2.2-8.5) millioner 1990-kroner. Dette kan indikere hvor bratt støykostnadskurven er i belastede byområder. Marginal støykostnad for Oslo er om lag fire ganger høyere enn anslaget som er brukt i miljøkostnadsmodellen.

2.6 UTELATTE KOSTNADER

I skadeberegningsmodellen beskrevet ovenfor er de fleste omfattende lokale og regionale miljøkostnader ved bruk av fossile brenslers forsøkt inkludert. En rekke virkninger er imidlertid ennå ikke tatt med, hovedsakelig på grunn av mangel på data.

Som nevnt innledningsvis er global skade forårsaket av global oppvarming og langsiktig endring i livsvilkår og produksjonsbetingelser i Norge ikke inkludert. Brundtlandkommisjonens påpekning av behovet for å redusere bruken av brenslers med 50 prosent tidlig i neste hundreår tyder på at disse kostnadene vurderes som høye. Norges andel av kostnaden ved egne utslipp av klima-

gasser er imidlertid små, og vurderes derfor ikke i denne sammenheng.

Flere typer lokal og regional forurensnings-skade fra bruk av oljeprodukter er imidlertid heller ikke med i modellberegningen. Det gjelder skader fra fotokjemiske oksidanter, først og fremst ozon. Ozon gir nedsatt lungesfunksjon, hodepine og hemmer plantevekst. Helsekostnaden ved ozonforurensning er ikke inkludert i anslaget over helsekostnader ved at 1 person kommer over grenseverdien for NO_x. Helsekostnadene av ozon ble tidligere satt i sammenheng med relativt høye konsentrasjonsnivåer. Nyere resultater tyder imidlertid på at helseskader forekommer også ved langvarig eksponering for relativt lave konsentrasjoner.

Ozon hemmer også plantevekst. Tap av tilvekst i skog er inkludert i de skader som modellen kaller forurskingskade knyttet til NO_x-utslipp. Andre veksttap er ikke inkludert. Det er påvist redusert vekst for flere jord- og hagebruksvekster (SFT, 1982).

Videre er det kostnader ved nedsmussing, lukt og skjemet utsikt på grunn av disig luft. Materialskadene omfatter ikke forvitringsskade på kulturelt verdifulle byggverk og skulpturer av sandstein og kalkstein. Murverk og betong skades også av svovelavsetning. Ozonskade på tekstiler, gummi, plast og asfalt er heller ikke inkludert. Innen vegtransport er alternativkostnaden ved bruk av areal til veganlegg ikke regnet med.

De dominerende kjente kostnadselementer knyttet til brenselbruk må likevel kunne sies å være inkludert.

2.7 OPPSUMMERING

Beregning av marginale miljøkostnader er hovedsakelig basert på utredninger fra Statens forurensningstilsyn, Transportøkonomisk institutt, Norsk institutt for luftforskning og Miljøverndepartementet.

For helsevirkninger har SFT ved hjelp av medisinske eksperter anslått hvor stor kostnaden er ved at 1 person eksponeres for forurensningskonsentrasjoner over en gitt grenseverdi. Anslaget er basert på utenlandske forskningsarbeider (Lave og Seskin, 1977) og omfatter kostnader ved sykkelighet og død. Parametrene er skjønnsmessig justert ned 50 prosent for å tilpasses lavere forurensningskonsentrasjoner i Norge. Anslaget til SFT inkluderer også 5-10 prosent trivselstap.

I neste trinn brukes spredningsmodeller utarbeidet ved NILU til å beregne hvor mange flere personer som blir eksponert for forurensningskonsentrasjoner over grenseverdien ved en gitt utslippsøkning. Dermed er forbindelsen knyttet mellom endringer i utslipp og endring i helsekostnad.

Korrosjonskostnader ved SO₂-forurensning er beregnet av Glomsrød og Rosland (1989). Verdi av årlig forsuringsskade på skog er anslått av Skogskadeutvalget (Miljøverndepartementet, 1988), mens omfang av eksterne kostnader ved vegtrafikk er hentet delvis fra TØI, delvis fra SFT. Betalingsvillighetsundersøkelser inngår ikke direkte i datagrunnlaget, men enkelte av kostnadsanslagene er sammenliknet med resultater fra betalingsvillighetsundersøkelser (helsekostnader, verdi av ferskvannsfiske).

Likningene som inngår i beregningsrutinen for miljøkostnader er forklart i boks 1 nedenfor. I tabell 6 oppsummeres parameterverdiene som inngår i modellen. Alle marginalkostnader er her omregnet til 1990-kroner.

Tabell 6. Marginale miljøkostnader (tusen 1990-kroner pr. tonn utslipp) og marginale trafikkostnader, (tusen 1990-kroner pr. tusen tonn drivstoff). Andeler utslipp som gir helseskader i prosent (a_j)

		Nedre grense	Anslag	Øvre grense
Forsuring av vann	b ₁ :	0.11	0.19	0.31
Forsuring av skog	b ₂ :	0.41	0.49	0.51
Helseskader				
NO _x	b ₃ ^{NO_x} :	194	555	1070
	a _m ^{NO_x} :	8	18	28
	a _s ^{NO_x} :	3	6	10
SO ₂	b ₃ ^{SO₂} :	59	155	259
	a _m ^{SO₂} :	9	18	27
	a _s ^{SO₂} :	3	7	11
CO	b ₃ ^{CO} :	0.06	0.1	0.31
	a _m ^{CO} :	9	20	31
	a _s ^{CO} :	5	14	23
Partikler	b ₃ ^{par} :	194	555	1070
	a _m ^{par} :	6	7	8
	a _s ^{par} :	8	17	26
Korrosjon	b ₄ :	0	4.2	8.4
Trafikkostnader				
Ulykker	b ₅ :	660	1530	4370
Framkom- melighet	b ₆ :	0	1640	3280
Vegslitasje	b ₇ :	0	2050	4090
Støy	b ₈ :	440	760	1080

Type kostnad	Endring i miljøkostnad	Parameter
1) Forsuring vann	$b_1 * \Delta (SO_2+NO_x)$	b_1 Skader som skyldes det norske bidraget til forsuring pr. tonn SO_2 og NO_x .
2) Forsuring av skog	$b_2 * \Delta (SO_2+NO_x)$	b_2 Skader som skyldes det norske bidrag til forsuring pr. tonn SO_2 og NO_x .
3-6) Helseskader av komp.j	$b_3^j * (\Delta M_j * \alpha_M^j + \Delta S_j * \alpha_S^j)$	b_3^j (Økning i antall personer (dP_j) eksponert over grenseverdien pr. tonn helseskadelig utslipp av komp. j) * kostnad (C_j) pr. person eksponert, 1986. α_M^j Andelen av totale mobilutslipp av komponent j som forutsettes å medføre helseskader. α_S^j Andelen av totale stasjonærutslipp av komponent j som forutsettes å medføre helseskader. ΔM_j Endring i utslipp fra mobile kilder av komponent j ΔS_j Endring i utslipp fra stasjonære kilder av komponent j j NO_x , SO_2 , CO, partikler
7) Korrosjonskostnader	$b_4 * \Delta SO_2$	b_4 Korrosjonskostnad pr. tonn SO_2
8) Trafikkulykker	$b_5 * \Delta$ (bensin+autodiesel)	b_5 (Antall ulykker pr tonn drivstoff) * gjennomsnittskostnad pr. ulykke.
9) Framkommelighet	$b_6 * \Delta$ (bensin+autodiesel)	b_6 Gevinst ved bedret framkommelighet pr. tonn drivstoff.
10) Vegslitasje	$b_7 * \Delta$ (bensin+autodiesel)	b_7 Gevinst ved mindre vegslitasje pr. tonn drivstoff.
11) Trafikkstøy	$b_8 * \Delta$ (bensin+autodiesel)	b_8 Gevinst ved mindre trafikkstøy pr. tonn drivstoff.

Boks 1

3. ENDRING I MILJØKOSTNADER 1980-87

På grunnlag av anslagene for marginale miljøkostnader i avsnitt 2 har en beregnet endring i nivået på årlige miljøkostnader som følge av endringer i oljeforbruk og tilhørende utslipp fra 1980 til 1987.

I løpet av 1980-årene ble det innført en rekke tiltak mot utslipp av SO₂. Tiltakene besto i pålegg om rensing av svovelutslipp og påbud om overgang til oljekvaliteter med lavere svovelinnhold. Dette har sammen med redusert forbruk av svovelholdige fyringsoljer gitt en sterk reduksjon i svovelutslipp som vist i figur 4.

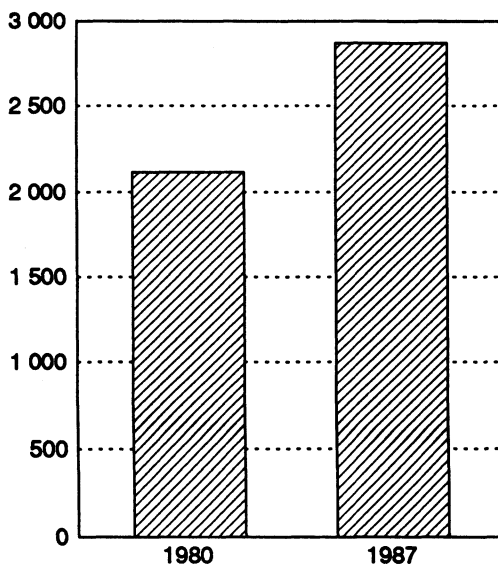
Utslipp av partikler fra stasjonære kilder ble også redusert tidlig på 1980-tallet. Utslippene av partikler økte imidlertid igjen midt på 80-tallet, først og fremst som følge av økt transportaktivitet med dieseldrevne transportmidler. Den sterke økningen i utslipp av NO_x og CO er først og fremst et resultat av økende vegtrafikk. Forbruket av transport-

Tabell 7. Miljø- og trafikkkostnader knyttet til fossile brensler og vegtrafikk. Årlige merkostnader i 1987 utover nivået i 1980. Milliarder 1990-kroner

Forsuring av vassdrag	-0,0
Forsuring av skog	-0,0
Helseskader fra NO _x	5,4
Helseskader fra SO ₂	-0,8
Helseskader fra CO	0,0
Helseskader fra partikler	-0,7
Korrosjonskostnader	-0,2
Trafikkulykker	1,8
Framkommelighet	2,0
Vegslitasje	2,5
Trafikkstøy	0,9
I alt	11,0

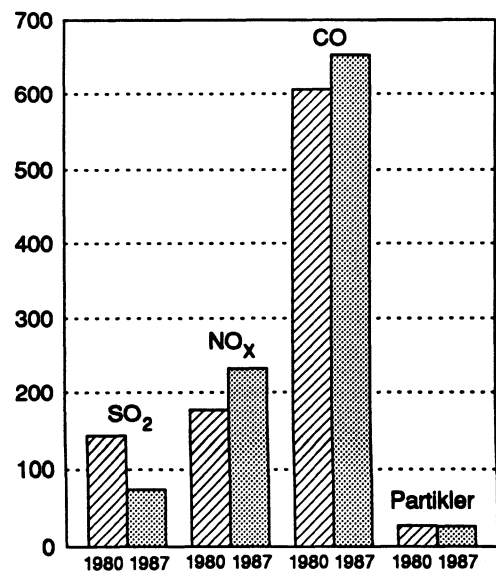
Figur 3.

Forbruk av bensin og autodiesel.
Tusen tonn



Figur 4,

Utslipp til luft. Tusen tonn



oljer økte med nærmere 30 prosent fra 1980 til 1987. (se figur 3).

Den markerte nedgangen i norske SO₂-utslipp er oppveid av en økning i NO_x-utslipp, slik at nivået på årlig forsurings-skade er uendret.

Årlige helseskader fra utslipp av NO_x er anslått til å være 5,4 milliarder kroner høyere i 1987 enn i 1980. Dette har sammenheng med den sterke veksten i vegtrafikken, som har økt NO_x-belastningen i byområder. Årlige helseskader fra utslipp av SO₂ har gått ned med 0,8 milliarder kroner fra 1980 til 1987. Selv om utslippene av CO har

steget noe i perioden, er årlige helsekostnader ubetydelig endret. Helsekostnader ved CO-utslipp regnes ikke som noe utbredt velferdsproblem.

Som følge av den sterke nedgangen i SO₂-utslipp ble korrosjonskostnadene 0,2 milliarder kroner lavere i 1987 enn i 1980. Skader på historiske byggverk og andre kulturminner er da ikke medregnet.

Som følge av vekst i vegtrafikken har årlige kostnader ved vegslitasje, trafikkulykker, trafikkøer og støy økt med 7,2 milliarder kroner fra 1980 til 1987.

4. MILJØAVGIFTER

Beregningene ovenfor antyder at det kan være betydelige økonomiske og velferds-messige gevinster av å redusere belastningen på miljøet. En rekke tiltak er allerede innført og flere er vurdert. Større industrianlegg har vært underlagt utslippskontroll. Industrien betraktes ikke lenger som dominerende kilde til luftforurensning som forårsaker lokale skadevirkninger. Oppmerksomheten rettes nå i høyere grad mot det store antall utslippskilder ved oppvarming av boliger og biltrafikk. Kostnaden ved å rense utslipp fra små stasjonære kilder er høy og rensing derfor mindre aktuelt enn overgang fra bruk av fossile brenslere til vannkraft. Innen transport er katalytisk rensing pålagt nye personbiler fra 1989 og lette varebiler fra 1991. Ytterligere utslippsreduksjoner er avhengig av utvikling av ny teknologi.

Framskrivninger til århundreskiftet (Moum, 1992) viser at forventet inntekts- og produksjonsvekst gir vekst i forbruket av fossile brenslere. Dermed øker CO₂-utslippene, mens utslipp av NO_x stabiliseres av katalysatoriltaket. Hvis Norge skal *redusere* utslipp av NO_x med 30 prosent i henhold til målsettingen, må utslipp fra mobile kilder ytterligere reduseres fra dagens nivå på omlag 80 prosent av totale NO_x-utslipp. Det må dessuten relativt kraftige tiltak til for å oppfylle Stortingets mål om stabilisering av CO₂-utslipp på 1988-nivå innen år 2000. For å redusere utslipp av CO₂ må en redusere brenslersforbruket. Det eksisterer foreløpig ikke noen økonomisk forsvarlig metode for å rense CO₂-utslipp, annet enn for store kraftverk hvor rensing og deponering av karbon blir vurdert. Følgelig ser det ut til at reduksjon i forbruket av fossile brenslere er en viktig strategi selv for reduksjon i lokal og regional forurensningsbelastning. Det at ikke alle typer utslipp kan renses, kombinert med at utslippskildene er relativt små og mange, gjør at miljøavgifter på fossilt brensel er et

aktuelt virkemiddel for å oppnå utslippsreduksjoner.

Utslippsavgifter vil føre til kostnadseffektive utslippsreduksjoner. Når rensing ikke er særlig aktuelt, vil brenslersavgift gi samme tilpasning som utslippsavgiften.

En forhøyet pris på fossilt brensel vil gi produsenter og konsumenter signaler om at forbruk av varen medfører ulemper for andre i form av forurensning. Prisen virker dermed som informasjonsbærer, og den enkelte aktør i økonomien vil søke å redusere forbruket av den avgiftsbelagte varen. Økte priser på fossile brenslere vil dessuten gi incitament til å ta i bruk mer energieffektivt kapitalutstyr (inklusive transportmidler) og til å benytte alternative energikilder. Historiske data for energibruk og utslipp til luft antyder en nær sammenheng mellom utslipp og pris på fossile brenslere. Oljeprisøkningen i 1973-74 og i 1979-80 resulterte begge i en markert nedgang i oljeforbruk og utslipp (SSB, 1991). I tillegg til å gi lavere absolutt forbruk førte oljeprisoppgangene til at mer energibesparende utstyr ble tatt i bruk innen industri og transport.

Miljøavgift på bruk av brensel vil føre til utslippsreduksjoner gjennom lavere brenslersforbruk, men oppmuntrer ikke til rensing av brenslersutslippene. Hvorvidt brenslersavgiften er et hensiktsmessig virkemiddel vil derfor avhenge av i hvor stor utstrekning utslippsreduksjoner kan nås billigere ved å rense enn ved substitusjon til andre innsatsfaktorer. I tilfeller hvor utslipp fra industri kunne reduseres med mindre kostnader ved å rense enn ved substitusjon, ville en refusjonsordning kunne stimulere til de nødvendige investeringene. En slik refusjonsordning har allerede vært i bruk når det gjelder den spesifikke svovelavgiften på mineralolje. Teknisk er det nå relativt gode muligheter til

å måle utslipp som grunnlag for å beregne refusjon.

I den grad miljøavgifter på fossilt brensel fører til redusert bilbruk, vil samfunnet også oppnå en effektivitetsgevinst i form av færre ulykker og køer, og mindre støy og vegslitasje. Disse negative eksterne virkningene skal prinsipielt korrigeres ved egne avgifter på samme måte som miljøvirkninger av forurensende utslipp. Avgiftene skal i begge tilfeller innlemme de eksterne kostnadene i bilistenes individuelle kostnader. En drivstoffavgift er en av flere mulige måter å gjennomføre dette på.

Innføring av miljøavgift på fossile brenslere åpner for muligheten av å lette beskatningen av andre varer og tjenester. Skatter og avgifter som fører til effektivitetstap i økonomien kan på denne måten erstattes med avgifter som leder til riktigere ressursbruk. SIMEN (1989) skisserer makroøkonomiske virkninger av en skatteomlegging der miljøavgift på utslipp av CO₂ fra bruk av fossile brenslere kompenseres med lavere inntektsskatt.

4.1 AVGIFT PÅ UTSLIPP OG OLJEFORBRUK

Norge har gitt sin tilslutning til prinsippet om at den enkelte forurenser skal betale for de miljøskader han forårsaker. Ideelt sett skal avgifter settes lik verdien av marginal skade på natur og miljø som forårsakes av utslipp.

I miljøpolitikken forekommer flere ulike typer miljøavgifter. Praktiske forutsetninger for administrasjon og innkreving kan begrunne ulike avgiftsformer. Avgiftstyper som ofte vurderes, er:

- i) Avgift pr. kg utslipp av en spesifikk forurensningskomponent.
- ii) Avgift pr. liter forbruk av ulike markedsførte oljeprodukter.
- iii) Avgift pr. krone innsats av oljeprodukter i produksjonssektorer og konsum.

Den rene utslippsavgiften i) er umiddelbart lett å tolke som den kompensasjon forurenseren må gi for skade på omgivelsene. Alle tiltak for å redusere utslipp gjennom redusert råvarebruk eller forbedret teknologi vil her bli belønnet med redusert avgiftsbeløp. Avgiftstypene ii) og iii) vil oppmuntre til lavere oljeforbruk, men ikke til investering i teknologi som reduserer utslipp uten å redusere oljeforbruket. Avgift ii) kan være en brukbar tilnærming til en ren utslippsavgift dersom rensing er for kostbart og redusert vareinnsats er eneste vei til lavere utslipp. Avgift iii) vil i et basisår kunne beregnes og settes tilsvarende avgift ii), men prisutvikling kan over tid føre til avvik mellom avgift iii) og den beregnede miljøkostnaden som ligger til grunn for innføringen av avgiften. Praktiske forhold omkring innkreving og kontroll kan imidlertid berettigede en verdibasert avgift.

Avgiftene i), ii) og iii) har forskjellig beregningsgrunnlag, men de kan settes slik at de tilsvarende den marginale forurensningskostnad ved henholdsvis utslipp, oljeforbruk og utgifter til kjøp av oljeprodukter. Forskjellen mellom avgiftene ligger i ulikt behov for administrativ oppfølging for å sikre samsvar mellom miljøkostnader og avgiftsnivå. I det følgende illustreres nivået på avgiftstypene i) og ii) når de baseres på anslaget over marginal miljøkostnad av utslipp i kapittel 3.

i) Avgift pr. kg utslipp av et forurensende stoff

Marginal forurensningskostnad (B_k^F) pr. kg utslipp av komponent k (SO₂, NO_x, CO, partikler) kan anslås ved:

$$B_k^F = \sum_s b_{ks} \quad (4)$$

der b_{ks} angir marginal miljøkostnad ved forurensningsskade av type s (helse, skog, ferskvann og materialer) ved utslipp av komponent k. Anslagene på b_{ks} er omtalt i kapittel 2. Tabell 8 oppsummerer anslag på marginal forurensningskostnad pr. kg utslipp

Tabell 8. Marginal forurensningskostnad. 1990-kroner pr. kg utslipp.

	SO ₂	NO _x	CO	Partik- ler
Vannforsuring .	0,2	0,2		
Skogforsuring .	0,5	0,5		
Helseskader . .	17,8	88,9	0,0	65,1
Korrosjons- skader	4,2			
Forurensnings- kostnader i alt .	22,7	89,6	0,0	65,1

av forurensningskomponentene SO₂, NO_x, CO og partikler som ble beregnet i kapittel 2. Kostnadstallene i tabellen kan betraktes som gjennomsnittsanslag for hele landet, der antakelser om geografisk fordeling av skade er gjort rede for i kapittel 2. I tabell 9 gis også anslag over andre eksterne kostnader knyttet til vegtrafikk. De marginale miljøkostnadene vil trolig variere sterkt med lokalisering av utslippene, avhengig av nivået på forurensningskonsentrasjonene i utgangspunktet og befolkningstettheten.

Helsekostnadene er størst for utslipp av NO_x og partikler. Helsekostnadene er også relativt store pr. kg utslipp av SO₂. Beregningene antyder at kostnadene forbundet med CO-utslipp er små. Korrosjonskostnadene ved marginale utslipp av SO₂ er forholdsvis lave. Det samme gjelder forsurningskostnadene pr. kg utslipp av SO₂ og NO_x.

ii) Avgift pr. liter forbruk av ulike markedsførte oljeprodukter

Med utgangspunkt i de marginale utslippskostnadene for enkelte forurensningskomponenter under i) kan en beregne en avgift som tilsvarer miljøkostnaden pr. liter forbruk av markedsførte oljeprodukter. I beregningen tas det hensyn til at samme oljeprodukt kan gi forskjellig utslipp i ulike anvendelser.

Avgiftssatsene er beregnet som veide gjennomsnitt av sektorspesifikke utslippskoeffisienter for husholdninger, industri og andre næringer. Sektorenes andeler av forbruket av oljeproduktet er brukt som vekter. Marginal forurensningskostnad (B_v^F) pr. liter forbruk av oljetype v kan anslås ved:

$$B_v^F = \sum_k \sum_i b_{ki} * u_{kv} \quad (5)$$

der b_{ki} er marginal kostnad ved skadetype s ved utslipp av komponent k som angitt under i), og u_{kv} er (sektorveid) utslippskoeffisient for komponent k ved forbruk av oljetype v. Utslippskoeffisienten angir mengde utslipp (kg) pr. enhet oljeforbruk (liter). Tabell 9 viser anslag over marginal forurensningskostnad pr. liter forbruk av noen viktige oljetyper.

I tabell 9 gis også anslag over andre eksterne kostnader knyttet til vegtrafikk. Disse kostnadene skyldes ikke forbruket av drivstoff i seg selv, men er bestemt av trafikkvolumet. Drivstofforbruket er brukt som indikator for trafikkvolumet. Teknologisk endring ved for eksempel

- mer energieffektive biler
- mer støysvake biler
- endring i kjørevaner
- mindre bruk av piggedekk

vil kunne påvirke beregnet skade pr. liter drivstoff. Vi ser i modellen foreløpig bort fra slike endringer. I tabellen er de trafikkrelaterte eksterne kostnadene angitt i kroner pr. liter forbruk av transportoljer. Marginal ekstern kostnad (B_v^T) knyttet til vegtrafikk ved forbruk av transportoljetype v (bilbensin og autodiesel) kan anslås ved:

$$B_v^T = \sum_t b_{vt} \quad (6)$$

der b_{vt} angir marginal ekstern kostnad av skadetype t (ulykker, køer, vegslitasje og støy) ved forbruk av transportoljetype v. Anslagene på b_{vt} er omtalt i kapittel 2. Opti-

Tabell 9. Marginal forurensnings- og trafikkrelatert kostnad pr. liter oljeprodukt. Anslag i 1990 kr

	Parafin	Fyringsolje	Tungolje	Bensin	Diesel
Forsuring SO ₂ og NO _x	0,00	0,01	0,02	0,02	0,03
Helseskader SO ₂	0,00	0,04	0,19	0,01	0,10
Helseskader NO _x	0,06	0,07	0,15	2,00	3,26
Helseskader CO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Helseskader Partikler	0,01	0,01	0,04	0,03	0,12
Korrosjonsskader	0,00	0,01	0,07	0,00	0,01
Forurensningskostnader i alt	0,08	0,13	0,47	2,06	3,52
Trafikkulykkekostnader				1,32	1,48
Køkostnader				1,41	1,58
Veislitasjekostnader				1,77	1,99
Trafikkstøykostnader				0,56	0,63
Trafikkostnader i alt				5,07	5,68
Forurensnings- og trafikkrelaterte kostnader i alt	0,08	0,13	0,47	7,13	9,20

mal forurensnings- og trafikkrelatert avgift (A_v) pr. liter forbruk av drivstoff v blir da:

$$A_v = B_v^F + B_v^T \quad (7)$$

der $B_v^T = 0$ for $v =$ parafin, fyringsolje, tungolje.

Tabell 9 indikerer at forurensningskostnadene er størst ved forbruk av bilbensin og autodiesel, noe som særlig skyldes helseskadelige utslipp av NO_x. Ved dieselforbrenning er det også noen kostnader forbundet med helseskader fra SO₂- og partikkelutslipp. Helseskadene knyttet til NO_x-utslipp dominerer skadebildet også for parafin og fyringsolje. Ved forbrenning av tungolje bidrar imidlertid SO₂-utslippene noe mer til helseskadene enn NO_x. Beregningene tyder på at de eksterne trafikkostnadene pr. liter forbruk av bensin og diesel er betydelige.

Avgift i modellberegning:

I kapittel 5 omtales en modellbasert studie av hvordan innføring av miljøavgifter påvirker økonomien og utslipp til luft. I modellen inngår ikke forbruket av olje i fysiske enheter, men forbruket regnet i verdi til faste priser (volum) som gjenspeiler det fysiske forbruket. Størrelsen på avgiften er beregnet særskilt for produksjonssektorer og privat konsum. Den er satt lik miljøkostnaden av utslipp pr. enhet brenselstoff (et oljeaggregat) i hver sektor i basisåret. Avgiften må derfor knyttes til prisen på et oljeaggregat. Oljeaggregatet har forskjellig sammensetning i sektorene, dermed er både oljepris og forurensningsgrad forskjellig fra sektor til sektor. Sektorspesifikke avgifter beregnes altså for en "gjennomsnittsfurensener" innen hver næring og blant private konsumenter. Avgiften holdes konstant i realverdi, og legges til enhetsprisen på oljeprodukter i basisåret. På den måten gjenspeiler avgiften en fast reell miljøkostnad pr. enhet oljeinnsats over tid.

Tabell 10. Avgift pr krone innsats av olje-
produkter. 1990-kroner

11	Jordbruk	2,3
12	Skogbruk	1,2
13	Fiske og fangst	0
14	Prod. av nærings- og nytelses- midler	2,2
18	Prod. av tekstil- og beklednings- varer	1,8
26	Produksjon av trevarer	1,5
34	Prod. av treforedlingsprod. ..	5,5
37	Prod. av kjemiske råvarer ..	1,8
40	Raffinering av jordolje	0
29	Prod. av kjemiske og mineralske produkter	2,0
43	Produksjon av metaller	3,1
44	Prod. av verkstedprodukter og skip	1,3
28	Grafiske produksjon	0,3
71	Elektrisitet	1,8
55	Bygge- og anleggsvirksomhet	1,1
81	Varehandel	2,0
64	Utvinning og transport av olje og gass	1,6
68	Boring etter olje og gass ...	0
60	Utenriks sjøfart	0
74	Innenriks samferdsel	4,0
63	Bank- og forsikringsvirks. ...	0,4
83	Boligtjenester	0
85	Annen privat tjeneste- produksjon	0,8
92	Forsvar	2,4
93	Undervisning og forskning ..	0
94	Helsetjenester m.v.	0,1
95	Annen offentlig tjeneste- produksjon	0,4
99	Privat forbruk	0,7

Sektoravgiftene på oljeprodukter beregnes i to deler - en som gjenspeiler marginale forurensningskostnader knyttet til skader av utslipp og en som uttrykker marginal, ekstern kostnad relatert til vegtrafikk.

Tall for basisårets sektorfordelte utslipp (U_{kj}) til luft og oljeforbruk (F_j) i fysiske enheter hentes fra henholdsvis utslippsregnskapet og

energiregnskapet (SSB, 1990). Utslipp av komponent k pr. liter oljeforbruk i sektor j beregnes ved

$$u_{kj}^s = \frac{U_{kj}^s}{F_j} \quad (8)$$

Utslipp av samme komponent fra mobile (M) og stasjonære (S) forbrenningskilder gir forskjellige skadevirkninger fordi de i forskjellig grad belaster tett befolkede områder. Det er derfor beregnet særskilte utslippskoeffisienter for mobile utslipp (u_{kj}^M) og stasjonære utslipp (u_{kj}^S).

Den marginale kostnaden (b_{ks}^S , b_{ks}^M) pr. skadetype (s) ved utslipp av de enkelte komponenter (k) er beregnet i kapitel 2. Marginal forurensningskade ved oljeforbruk i sektor j er følgelig gitt ved

$$B_j^F = \sum_k \sum_s b_{ks}^M u_{kj}^M + \sum_k \sum_s b_{ks}^S u_{kj}^S \quad (9)$$

I tillegg kommer de trafikkrelaterte eksterne kostnadene knyttet til drivstoff. En andel λ_{vj} av oljeforbruket (F_j) i sektor j består av drivstoff v. Marginal trafikkrelatert kostnad anslås ved

$$B_j^T = \sum_v \sum_i b_{iv} \cdot \lambda_{vj} \quad (10)$$

Avgiftssats A_j som tilsvarende miljøkostnader forårsaket av sektor j , blir da:

$$A_j = B_j^F + B_j^T \quad (11)$$

Anslag på A_j er vist i tabell 10. I modellen implementeres den som avgift pr. krone (faste priser) til kjøp av oljeprodukter i hver sektor. I basisåret kjenner vi gjennomsnittsprisen pr. tonn oljeprodukt i hver sektor, og kan beregne marginal forurensningskostnad (a_j) pr. krone kjøp av oljeprodukter, i sektorene.

$$a_j = \frac{A_j}{P_j^*} \quad (12)$$

Avgiftene gir svært forskjellig prisøkning på oljeprodukter i sektorene. Sektorer som i utgangspunktet bruker relativt billige oljeprodukter, men har utslipp som påvirker mange mennesker, får relativt høy prisøkning. Bare 70 prosent prisstigning for private

husholdninger skyldes ikke at husholdningenes utslipp ikke skader, men at prisen (avgiftene) på oljeprodukter i husholdningene i utgangspunktet er høye og at prisen representerer brukerpris på bil som også dekker vedlikeholdsutgifter. I beregningen av økonomiske og miljømessige virkninger er avgifter i fiske og utenriks sjøfart satt lik 0, siden utslippene derfra gir neglisjerbar lokal forurensningseffekt.

5 VIRKNINGEN AV MILJØAVGIFT PÅ BRUK AV BRENSLER

I dette kapitlet studeres virkningen av å innføre miljøavgifter på bruk av oljeprodukter ved hjelp av en generell likevektsmodell. Avgiftsnivået, som er vist i tabell 10, er fastsatt på grunnlag av anslag over marginal miljøkostnad. Den marginale miljøkostnaden er forutsatt å være konstant innenfor det aktuelle variasjonsområdet for utslipp. Simuleringen er gjort med MSG-5 (Holmøy, 1992). MSG-5 er en estimert, generell likevektsmodell med 31 produksjonssektorer. I produksjonen er det substitusjonsmuligheter mellom arbeidskraft, kapital, energi og vareinnsats beskrevet ved generaliserte Leontief kostnadsfunksjoner. Energi er et aggregat av elektrisitet og brenslers relative priser bestemmer fordelingen av energietterspørselen på olje og elektrisitet. Den generelle vekstraten i økonomien blir bestemt av forventet vekst i arbeidsstyrken, akkumulasjonen av kapital og raten for teknologisk endring. Privat forbruk blir tilpasset slik at det hele tiden er full sysselsetting. Husholdningenes forbruk fordeles på 18 forbruksvarer ut fra pris- og inntektselastisiteter. Fossile brenslers inngår i to av disse varegruppene: Boligoppvarming og transport. Eksporten og importandeler i sektoretterspørselen bestemmes av forholdet mellom innenlandske priser og prisene på verdensmarkedet. Kapitalakkumulasjon og utviklingen i utenlandsgjelden er eksogent gitt i modellen, og antas i denne beregningen å være upåvirket av innføring av miljøavgift. Figur 5 viser en skisse av modellen.

Miljøtiltak som allerede er vedtatt, vil gi små endringer i utslipp pr. brenselshenhet framover. Unntaket er innføring av katalysator på biler. For å ta hensyn til dette i beregningen blir avgiften på bensin redusert i forhold til reduksjonen i utslipp som kommer med økt andel av biler med katalysator etter 1989. Miljøavgiften forutsettes å være konstant i realverdi i simuleringsperioden (1990-2000) ut fra forutsetningen om lineære kost-

nadsfunksjoner innenfor variasjonsområdet for utslipp. Betydningen av at natur og miljø kan verdsettes høyere ved stigende inntektsnivå er ikke vurdert her.

I kapittel 4 ble anslag over marginale miljø- og trafikkostnader ved bruk av fyringsolje og drivstoff beregnet. Ved økonomisk tilpasning i optimum skulle oljeprodukter vært pålagt en avgift som svarer til disse eksterne kostnadene.

Eksistensen av offentlig sektor og andre beskrankninger plasserer det økonomiske utgangspunktet utenfor optimum. Dermed vil avgifter på fossile brenslers tilsvarende marginale miljøkostnader ikke uten videre gi størst velferd.

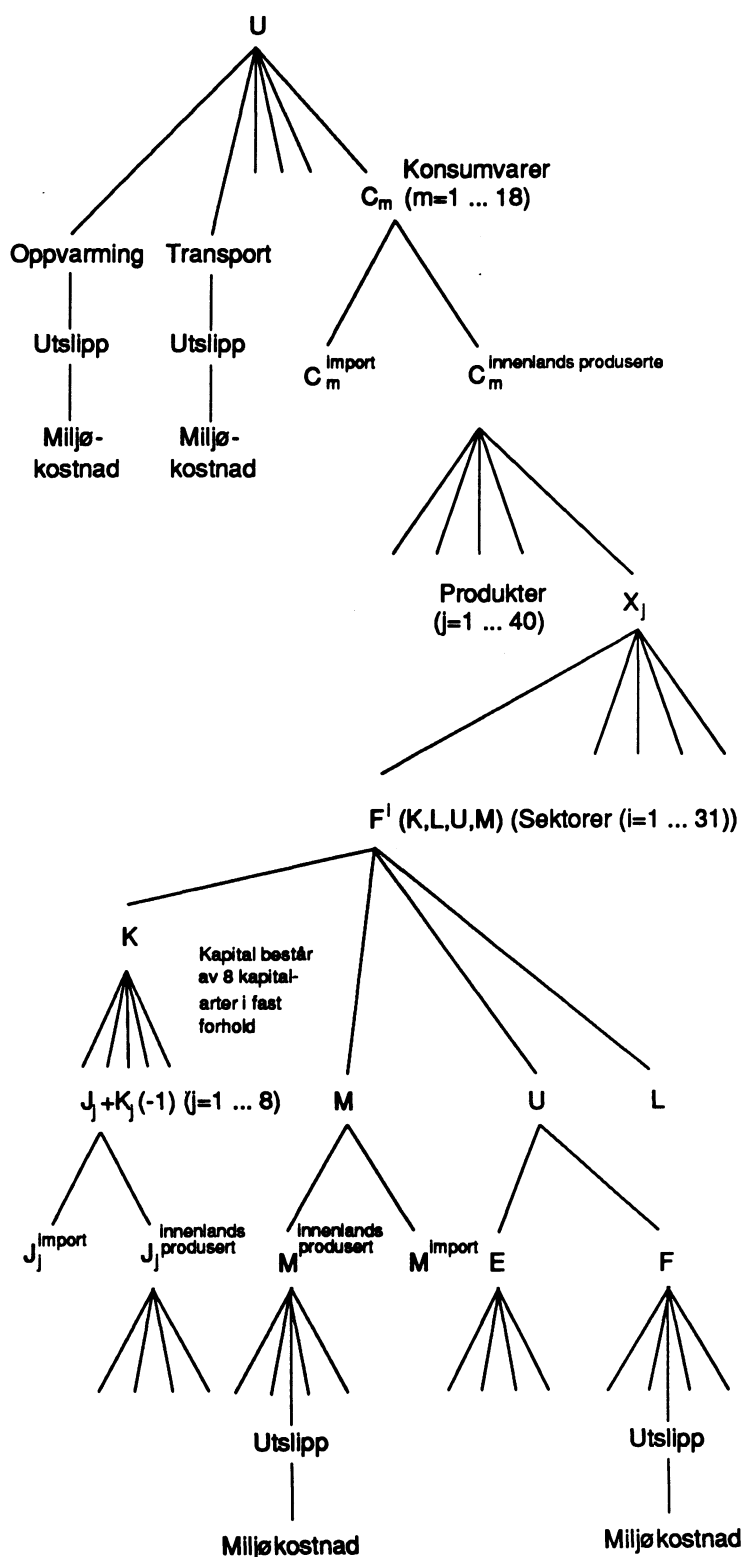
Et avgjørende forhold ved avgiftsfastsetting er hvordan offentlig sektor kan finansiere sine utgifter med minst mulig vridning i ressursallokeringen og medfølgende effektivitetstap. Dersom forbruk av brenslers påvirkes lite av avgifter, er det et relativt egnet skattegrunnlag i velferdssammenheng.

Oljeprodukter er fra før avgiftsbelagt. Det er verken opplagt at det totale avgiftsnivået skal settes lik marginal miljøkostnad, eller at avgift tilsvarende marginal miljøkostnad skal legges på toppen av avgifter (utenom miljøavgifter) som er pålagt fra før. I virkningsberegningen som følger, har vi lagt avgift tilsvarende marginale eksterne kostnader komme på toppen av den eksisterende avgiften.

5.2 ØKONOMISKE VIRKNINGER AV BRENSELSAVGIFTER

Virkningen av miljøavgiften studeres her innenfor rammen av en generell likevektsmodell som sikrer full utnyttning av ressursene. Skatteinntekten fra miljøavgiften til-

Figur 5. Skisse av MSGTAX



Etterspørsel etter konsumgoder er en log-lineær funksjon av priser og inntekter.

Hvert konsumgode er et CES-aggregat av importerte og norskproduserte varer.

De innenlandsproduserte varene består av 40 produkter i fast forhold.

Hvert produkt er sammensatt av 31 sektorprodukter (faste koeffisienter).

Bruttoproduksjon er en funksjon av kapital (K), arbeidskraft (L), energi (U) og vareinnsats (M) (konstant utbytte ved proporsjonal økning i faktorbruken, generaliserte Leontief-kostnadsfunksjoner). 10 sektorer (inkl. offentlige sektorer) har faste koeffisienter.

Energi er et aggregat av oljeprodukter (F) og elektrisitet (E). Generaliserte Leontief kostnadsfunksjoner.

E, F og de hjemmeproduserte varene i J og M er sammensatt av 40 sektorprodukter (faste koeffisienter)

Utslipp til luft av SO₂, NO_x, CO, CO₂, Pb og partikler beregnes på grunnlag av oljeforbruk og omfang av industrielle prosesser.

Tabell 11. Endring i pris på oljeprodukter, og i forbruk av bensin og fyringsolje målt i tonn. År 2000. Prosent

	Kjøperpris oljeprodukter	Forbruk av bensin	Forbruk av fyringsoljer
Næringsvirksomhet			
Bedrifter utenom utenriks sjøfart og olje	79	- 37	- 37
Jordbruk	147	- 32	- 32
Skogbruk	80	- 17	- 17
Fiske og fangst	0	0	0
Industri og bergverk	132	- 36	- 48
Skjernet	73	- 26	- 33
Utekonkurrerende	216	- 45	- 54
Hjemmekonkurrerende	102	- 41	- 46
Bygge- og anleggsvirksomhet	65	- 19	- 19
Kraftforsyning	0	1	1
Varehandel	118	- 80	- 80
Innenriks samferdsel	239	- 42	- 42
Boliger	0	4	0
Annen privat tjenesteyting	33	-18	- 21
Offentlig forvaltning	29	0	0
Statsforvaltning	43	0	0
Kommuneforvaltning	10	0	0
I alt utenom utenriks sjøfart og olje	79	- 37	- 37
Utenriks sjøfart og oljeboring	0	0	- 2
Oljeutvinning og rørtransport	103	0	0
Alle næringer	75	- 37	- 36
Privat konsum			
Oppvarming	27	-	- 34
Privat transport	35	- 18	-

bakeføres konsumentene som en generell inntektsoverføring. Det er bare virkningen på ressursallokering og BNP av å endre relative priser ved hjelp av miljøavgifter som framkommer i beregningen.

Miljøavgiften får innvirkning på valg av brensel, valget mellom bruk av olje og elektrisitet, energiintensitet, etterspørselsstruktur og økonomisk vekst. Tabell 11 gir en oversikt over økningen i kjøperprisen på oljeprodukter i de enkelte sektorer og virkningen på bensin og brenselbruk i alternati-

vet med miljøavgifter i forhold til i referansebanen. Sektorene Fiske og fangst og Utenriks samferdsel er ikke pålagt miljøavgifter.

I produksjonssektorer leder avgiftene til gjennomsnittlig økning i kjøperprisen på brensel på 75 prosent. Avgiften gir størst oljeprisstigning i innenriks samferdsel (240 prosent). Så følger gruppen utekonkurrerende industri. Den relativt store prisstigningen betyr ikke at marginal skade ved bruk av olje her er like stor som i samferdsel. Den kraftige økningen (220 prosent) følger av at

Tabell 12. Virkning av miljøavgifter på økonomiske hovedstørrelser i 1986-priser. År 2000. Prosent

Bruttonasjonalprodukt	-1,8
Import	-1,8
Eksport	-4,1
Privat konsum	-0,8
Offentlig konsum	0,2
Investeringer	-1,3

avgift og pris på tungolje som brukes i denne sektoren i utgangspunktet er lav sammenliknet med avgift og priser på mobile brensler og mer raffinerte fyringsoljer. I husholdningene øker prisen på oljer til oppvarming med 27 prosent og prisen på privat transport 35 prosent. Privat transport omfatter utgifter både til bensin og vedlikehold av kjøretøy. Derfor er prisøkningen relativt lav. I produksjonssektorer blir forbruket av bensin og fyringsoljer (målt i tonn) redusert med vel en tredjedel i år 2000 dersom miljøavgifter innføres. Husholdningenes forbruk av bensin og fyringsoljer går ned med henholdsvis 18 og 34 prosent.

Prisforskjeller for oljeprodukter med og uten avgifter blir mindre i år 2000 enn i basisåret. Hovedårsaken er at avgiften holdes konstant i realverdi. Siden realprisen på råolje stiger i referansebanen, vil avgiften utgjøre mindre og mindre del av kjøperprisen over tid. Dessuten justeres avgiften ned i takt med at katalysator på personbiler innføres og skaden pr. enhet drivstoff går ned.

Tabell 12 viser endringer i endel økonomiske hovedstørrelser som følge av å innføre miljøavgifter.

Bruttonasjonalproduktet (BNP) er 17 milliarder 1990-kroner lavere i 2000 enn i referansealternativet, en reduksjon på 1,8 prosent. Privat forbruk reduseres med 0,8 prosent. Eksportvolumet går ned med 4,1 prosent på

grunn av økning i innenlands prisnivå i forhold til verdensmarkedets priser. I og med den kraftige nedgangen i eksport, gis det rom for en mindre reduksjon i innenlands forbruk enn produksjonsbortfallet skulle tilsi. Importreduksjonen blir 1,8 prosent som BNP-nedgangen. Lønnsnivået justeres slik at utenlandsgjelden utvikler seg som eksogent gitt i referansebanen.

Det er flere årsaker til at BNP går ned når miljøavgiften innføres innenfor denne modellrammen. For det første finnes det ikke relasjoner i modellen som gjør at produksjonskostnader avtar når miljøkvaliteten forbedres. Dagens produksjonsnivå målt ved bruttonasjonalproduktet (BNP) gjenspeiler den rådende miljøstandard. MSG-5, som er estimert på historiske data, beskriver hvor mye innkjøpte råvarer, kapital og arbeidskraft som kreves for å nå et gitt produksjonsresultat under miljøforhold som i de siste 10-20 årene, men sier ikke hvor mye større produksjonsresultatet kan bli ved en miljøforbedring. Den produktivitetsfremmende virkningen av miljøtiltaket kommer derfor ikke til uttrykk i beregningen, heller ikke frigjøring av ressurser brukt til vern mot miljøødeleggelse. Dessuten vil tilbakevirkningene fra miljøet til faktorproduktivitet endre relative priser, næringsstruktur og etterspørsel i økonomien. Slik omallokering av produksjon og konsum påvirker igjen miljøet og miljøkostnader. Denne simultaniteten kan bare beskrives ved full integrering av miljøvariable i økonomiske modeller. Simultaniteten er forsøkt innarbeidet i en ny versjon (MSG-EE) av MSG som er utviklet innen prosjektet Energi og Samfunn, som videreføres i NORAS-prosjektet SAMMEN.

Selv om de positive tilbakevirkningene fra miljøet til økonomien var integrert i MSG-5, er det fortsatt mulig at BNP ville gå ned som følge av optimale miljøavgifter på oljeprodukter. Grunnen er at modellen beskriver en økonomi som avviker fra optimum av flere årsaker enn de som har å gjøre med eksterne miljøeffekter ved bruk av fossile brensler. I en slik second best-situasjon kan utfallet av

en partiell, "korrekt" miljøkorleksjon av markedet eventuelt være lavere BNP.

5.3 UTSLIPP TIL LUFT

Virkningen av en brenselsavgift på utslipp til luft blir beregnet i en ettermodell til MSG-5. Utslipp fra mobile kilder framskrives på grunnlag av utvikling i bensinforbruk, utslipp fra stasjonær forbrenning knyttes til forbruk av fyringsolje, og prosessutslipp knyttes til nivået på vareinnsats i industrien. Det benyttes faste utslippskoeffisienter som justeres på grunnlag av informasjon om planlagte og gjennomførte miljøtiltak. Nedenfor følger en oversikt over utslippsreduksjonen som følger av brenselsavgiftene.

Nedgangen i årlige utslipp er betydelig for alle de 4 komponentene som inngår i skadeberegningene, samt for CO₂ (tabell 13). Både SO₂-, NO_x- og CO₂- utslippene er om lag 25 prosent lavere i alternativet med brenselsavgifter, NO_x-utslippene er 24 prosent lavere. Når reduksjon i utslippene av CO og partikler bare er på rundt 20 prosent, skyldes det at disse utslippene i større grad stammer fra husholdningenes vedforbruk, som ikke berøres av avgiftene siden forbruket hovedsakelig er basert på selvhogst og uformell omsetning. Antakelig er også reduksjonen i utslipp av CO og partikler overvurdert fordi avgifter på oljeprodukter ventelig vil øke vedforbruket (her antatt konstant). Nedgangen i SO₂-utslipp vil nesten oppfylle Norges forpliktelser til 30 prosent reduksjon innen 1993 i

Tabell 13. Utslippsreduksjoner år 2000. Prosent

Svoveldioksid (SO ₂)	25
Nitrogenoksider (NO _x)	24
Karbonmonoksid (CO)	18
Partikler	20
Karbondioksid (CO ₂)	23

forhold til 1980-nivået, men vil ikke oppfylle en intensjon i avtalen om fortsatt å holde utslippene på dette nivået i årene etter 1993. Den nasjonale målsettingen om 50 prosent reduksjon innen 1993, svarende til et utslippstak på ca. 70 tusen tonn SO₂ pr. år vil heller ikke oppnås. NO_x-avtalen, som går ut på fastfrysing av NO_x - utslippene på 1987-nivå innen 1997, vil innfris med god margin. Den vedtatte nasjonale målsettingen om å redusere NO_x-utslippene med 30 prosent innen 1998 på basis av nivået i 1986 vil derimot ikke bli nådd. Til tross for reduksjon i utslipp av CO₂ på 23 prosent i forhold til referansebanen, vil utslippene i 2000 fortsatt ligge omlag 20 prosent over målet, som er stabilisering på 1989-nivå.

5.4 VELFERDSVIRKNINGER AV MILJØAVGIFTEN

Anslagene for marginale miljøkostnader gir muligheter for å si noe om *nytt* av forskjellige miljøpolitiske tiltak som kan beskrives innenfor rammen av makroøkonomiske modeller. Dermed får en et korrektiv til beregnet tap i BNP som for eksempel miljøavgifter gir i tradisjonelle modeller.

Med utgangspunkt i framskrivninger av brenselsforbruket beregnet i MSG-5, tilhørende utslippsframskrivninger og modellen for miljøkostnader gjengitt i boks 1 i kapittel 2, beregnes deler av den samfunnsøkonomisk gevinst i form av lavere miljøkostnader som oppnås ved å redusere forbruket av fossile brenslere. Marginale miljøkostnader forutsettes som nevnt å være konstante i det intervallet vi betrakter, og modellen beregner altså *endringer* i miljøkostnader som skyldes moderate *endringer* i utslipp eller brenselsforbruk.

Tabell 14 viser kostnadsreduksjonen i form av lavere miljøbelastning og større effektivitet innen vegtransport ved å pålegge brenselsavgifter i henhold til marginal miljøskade. Brenselsavgifter i samsvar med marginale miljøkostnader vil gi en forventet ge-

Tabell 14. Miljø- og trafikkgevinst ved brenselavgifter i samsvar med marginal skade. Milliarder 1990-kroner. År 2000

Forsuring av vassdrag	0.03
Forsuring av skog	0.06
Helseskader fra NO _x	5.76
Helseskader fra SO ₂	0.47
Helseskader fra CO	0.00
Helseskader fra partikler	0.30
Korrosjonskostnader	0.14
Trafikkulykker	2.49
Framkommelighet	2.58
Vegslitasje	3.25
Trafikkstøy	1.25
Total kostnadsreduksjon	16.33

vinst på om lag 16 milliarder 1990-kroner årlig rundt år 2000. Reduksjon i NO_x-utslipp gir en betydelig helsegevinst på nærmere 6 milliarder kroner. Helsevirkningen fra reduksjon av andre komponenter er relativt ubetydelig fordi de marginale skadene pr. tonn er langt lavere enn for NO_x, spesielt for

CO, og fordi reduksjonen i utslipp (SO₂, og partikler) regnet i tonn er lavere enn for NO_x. Gevinster av mindre trafikkbelastning er derimot store, mer enn 9 milliarder kroner inklusiv 2,7 milliarder gevinst i form av støyreduksjon. Virkninger via mindre trafikkbelastning bidrar altså mer til miljøgevinsten enn forbedret luftkvalitet.

I flere land og i internasjonale organer arbeides det med prinsipper for å justere eller utfylle nasjonalregnskapssystemet for å ta hensyn til depresiering av natur- og miljøkapital. En hovedretning legger vekt på behovet for å revidere det internasjonalt standardiserte nasjonalregnskapssystemet (SNA), mens en annen vil utfylle eksisterende SNA med satellitregnskaper for naturressurser og miljøkapital. Nyttvirkninger av miljøtiltak som presenteres her, utgjør en tilleggsberegning til den standardiserte BNP-størrelsen slik den er definert i SNA-systemet. Sett i en slik sammenheng oppveier velferdsgevinsten på 16 milliarder 1990-kroner omtrent tapet i BNP som er beregnet til 17 milliarder kroner i 2000.

6 USIKKERHET

Sett på bakgrunn av alle de faktorer som bestemmer skadevirkningen av utslipp, er usikkerheten ved anslagene over marginale kostnader betydelige, noe som også fremgår av bredden på usikkerhetsintervallene for de enkelte koeffisientene for marginal skade. Det er usikkerhet omkring dose-responsfunksjonene som angir fysisk skade ved et bestemt forurensningsnivå. Videre er det mange forenklinger innbakt i metoden for å verdsette tapet ved en gitt fysisk skade. Forutsetningen om lineæritet i miljøkostnadsfunksjonen kan settes på prøve av store utslippsreduksjoner som avgiften på brensel medfører. Marginalkostnaden avtar i realiteten sannsynligvis med reduksjon i utslipp og konsentrasjonsnivå (se figur 1). Den lineære modellen kan over- eller underestimere gevinsten av en utslippsreduksjon.

Et usikkerhetsmoment er også knyttet til utviklingen i den pris som samfunnet setter på miljøet framover. Det er grunn til å anta at rent miljø vil verdsettes høyere i forhold til andre goder ettersom tilgangen på rent miljø reduseres og inntekten øker. I vår beregning har vi forutsatt konstant realpris på miljøgoder.

Det er god grunn til å stille spørsmål ved realismen i modellen og studere hvordan usikkerheten i parametrene innvirker på kostnadsberegningene. Derfor er usikkerhetsintervallene for marginale miljøkostnader benyttet i en Monte Carlo-simulering av kostnadsforskjellen mellom alternativene med og uten miljøavgifter.

6.1 MONTE CARLO-SIMULERING

En Monte Carlo-simulering bruker informasjon om usikkerheten i datagrunnlaget til å si noe om usikkerhet i et modellresultat.

Hvis en kjenner fordelingsegenskapene til modellens parametre og eksogene variable, kan en approksimere sannsynlighetsfordelingen til de endogene variable ved å foreta et tilstrekkelig stort antall trekninger fra de kjente fordelingene. I vår modell kjenner vi imidlertid verken sannsynlighetsfordelingen for parametrene (marginale miljøkostnader) eller for de eksogene variable (variable for utslipp og drivstofforbruk). Vi forutsetter at modellens eksogene variable er ikke-stokastiske, og at modellens parametre er stokastisk uavhengige. Sannsynlighetsfordelingen til de totale miljøkostnader er approksimert med utgangspunkt i tre forskjellige forutsetninger om fordelingsegenskapene til modellens parametre. Det er gjort 1000 trekninger.

Denne simuleringen tar altså hensyn til usikkerhet i parametrene, men baseres på at selve miljøkostnadsmodellen er "riktig". I tillegg til den usikkerheten som beregnes her, kommer derfor usikkerhet knyttet til de spesielle forutsetninger om egenskaper ved selve modellen og om utvikling i utslipp og trafikk.

Alternativ I

Modellens parametre forutsettes å være normalfordelte. De oppgitte verdiene for nedre og øvre grense antas å representere henholdsvis nedre og øvre grense i et 90 prosent konfidensintervall.

La X være en vilkårlig parameter. Under forutsetning om normalfordeling er fordelingsfunksjonen for X definert ved parametrene

$$E(X) = \mu_x \text{ og } \text{var}(X) = \sigma_x^2 \quad (13)$$

der $E(X)$ betegner forventningsverdien til X og $\text{var}(X)$ er variansen.

Vi har at

$$\frac{X - \mu_x}{\sigma_x} \sim N(0,1) \quad (14)$$

$$\frac{X_l - \mu_x}{\sigma_x} = z_l \quad (15)$$

$$\frac{X_h - \mu_x}{\sigma_x} = z_h \quad (16)$$

hvor X_l og X_h er henholdsvis nedre og øvre grense for parameteren og z_l og z_h er funksjonsverdien for henholdsvis 0.05- og 0.95-fraktilene i den normaliserte normalfordelingen.

(15) og (16) gir

$$\frac{X_h - X_l}{z_h - z_l} = \sigma_x \quad (17)$$

og vi kan finne μ_x fra (15) eller (16).

Alternativ II

Samtlige parametere forutsettes å være lognormalt fordelte. Den lognormale fordeling er

asymmetrisk og forskjøvet mot venstre slik at forventningsverdien ligger noe lavere enn i den normale fordeling. Variabelen har imidlertid mulighet for å anta en svært høy verdi, men ikke en tilsvarende liten verdi i forhold til forventningsverdien.

La Y være en vilkårlig parameter. At Y er lognormalt fordelt innebærer at

$$X = \ln Y \quad (18)$$

er normalfordelt, og vi finner μ_x og σ_x ved (15)-(17). Når vi kjenner fordelingen til X , kan vi finne fordelingen til Y ved hjelp av (18).

Alternativ III

Verdiene for samtlige parametre i modellen antas å være rektangulært fordelt innenfor de grensene som er oppgitt eller beregnet. "Halene" i alternativene I og II er dermed kuttet av og utfallsområdet er blitt mindre. Den rektangulære fordeling er kjennetegnet ved at variabelen antar alle verdier innenfor grensene med lik sannsynlighet.

Tabell 15. Simulert total kostnadsreduksjon. Milliarder 1990-kroner. År 2000

	Alternativ 1- Normal fordeling	Alternativ 2- Lognormal fordeling	Alternativ 3- Rektangulær fordeling
Forventning	17.8	14.9	17.8
1 % - fraktil	6.2	4.1	3.5
10 % - fraktil	12.3	7.2	12.0
Median	17.7	10.6	17.4
90 % - fraktil	23.7	18.9	24.0
99 % - fraktil	34.9	722.0	36.1
Standardavvik	4.5	32.9	4.9

Simulerte miljøkostnader

Tabell 15 viser simulert endring i totale miljøkostnader ved innføring av en optimal avgift på fossilt brensel i de tre ulike fordelingsalternativene.

Som det framgår av tabellen kan miljøkostnadene anta svært ulike verdier og spredningen i de simulerte sannsynlighetsfordelinger være meget stor. Anslag over forventede reduksjoner i de totale miljøkostnader ved innføring av miljøavgifter på fyringsoljer og drivstoff ligger imidlertid alle i intervallet 15-18 milliarder 1990-kroner.

6.2 AVSLUTNING

I denne rapporten har vi forsøkt å få et mer helhetlig bilde av miljøkostnader knyttet til bruk av fossile brensler. Foreløpig er bare lokale kostnader ved luftforurensning, vegtrafikkstøy og redusert transporteffektivitet inkludert. Beregningen antyder en størrelsesorden på kostnader/gevinster som ikke tas i betraktning i tradisjonelle økonomiske modeller.

Formålet med videre arbeid er å oppdatere beregningsmodellen og utbygge den til å omfatte miljøkostnader ved utslipp også fra andre kilder enn fossile brensler, samt trekke inn flere skadevirkninger. Parallelt arbeides det med å tilpasse modellen til de eksisterende makroøkonomiske modellene i Statistisk sentralbyrå, slik at miljøkvalitet integres og direkte påvirker produktiviteten til ressurser som arbeidskraft og kapital. Dermed vil vi få en tilbakevirkning fra miljø til økonomi og modifisere beregnet produksjonstap i analyser av miljøtiltak.

I dag ligger det begrensninger i datagrunnlaget både i form av usikkerhet, og fordi opplysningene ofte ikke kan knyttes til relevante økonomiske størrelser. Det gjøres imidlertid løpende studier av miljøvirkninger som gir utsikter til bedre beregningsmodeller for miljøkostnader på nasjonalt nivå. Selv om resultatene foreløpig er svært usikre, kan beregningene bidra til at datagrunnlaget organiseres slik at det egner seg bedre til miljøøkonomisk analyse.

Videre er det ønskelig å forbedre behandlingen av usikkerhet i datagrunnlaget, for eksempel ved forbedring av trekkemetoden under Monte Carlo-simuleringen. Hvis ulike skadetyper er klart korrelerte, kan de simulerte estimatene styrkes ved å konsentrere trekkingen i begrensede deler av variasjonsområdet for parametrene (marginale kostnader). Hittil har vi bare brukt tilfeldig trekking fra hver parameterfordeling.

Aggregerte beregninger er neppe mulig uten bredt anlagte utredningsarbeider i forvaltningsregi hvor ekspertise sammenfatter forskningsresultater og gir anslag hvor subjektive vurderinger inngår. SFT's tiltaksanalyser for Oslo er eksempler på dette. At subjektive vurderinger inngår, gjør ikke at informasjonen er verdiløs. Den kan romme det beste man har av kunnskap som likevel inngår i forvaltningens beslutningsgrunnlag. Miljøkostnadsmodellen setter disse opplysningene sammen til en beregningsrutine til bruk ved studier av samspill mellom miljø og økonomi.

REFERANSER

- Forurensningsprognoseutvalget (1988):** *Reviderte framskrivninger av utslipp til luft 1985-2000.* Rapport nr. 2, oktober 1988.
- Freeman, III, Myrick A. (1985):** *Methods for assessing the benefits of environmental programs.* I Kneese, A.V. og Sweeney, J.L.: *Handbook of natural resource and energy economics.* Amsterdam: North-Holland.
- Glomsrød, S. og Rosland, A. (1989):** *Luftforurensning og materialskader: Samfunnsøkonomiske kostnader.* Rapporter 88/31. Statistisk Sentralbyrå. Oslo.
- Grøtvedt, L. (1987):** *Støy og helse. Analyse av støyopplevelse i Norge.* Sosiale og økonomiske studier nr. 66, Statistisk sentralbyrå. Oslo.
- Henriksen, J.F., S.E. Haagenrud og F. Gram (1981):** *Innvirkning av påbud om lausvovlig olje på atmosfæriske korrosjonskostnader.* Rapport nr. 17/81, Norsk institutt for luftforskning. Lillestrøm.
- Holmøy, E. (1992):** *The Structure and Working of MSG-5, an Applied General Equilibrium Model of the Norwegian Economy.* In: Bergman, L. and Ø. Olsen (ed.): *Macroeconomic modelling in the Nordic Countries.* North Holland Publishing Company.
- Hov, Øystein (1988):** *Photochemical oxidant episodes, acid deposition and global atmospheric change.* Norsk Institutt for luftforskning (NILU) OR 12/88. Lillestrøm.
- Hylland, A. og Strand, J. (1983):** *Verdsetting av reduserte luftforurensninger i Grenlandsområdet.* Memorandum nr. 12. Sosialøkonomisk institutt, Universitetet i Oslo
- Iversen, T., J. Saltbones, H. Sandnes, A. Eliassen og Ø. Hov (1989):** *Airborne transboundary transport of sulphur and nitrogen over Europe - model description and calculations.* EMEP MSC-W Report 2/89.
- Longva, S., L. Lorentsen, og Ø. Olsen (1985):** *The multi-sectoral growth model MSG-4E. Formal structure and empirical characteristics.* I F. Førstund, M. Hoel og S. Longva (red.): *Production, Multisectoral Growth and Planning.* Contributions to economic analysis no. 154. Amsterdam: North Holland. 1985.
- Miljøverndepartementet (1988):** *Skogskade-scenarier.* Rapport fra Prosjektgruppe for perspektivanalyse for norsk skog. Oslo.
- Mortensen, Leif M. (1988):** *Ozonskader på vegetasjon og klimasamspill.* Foredrag på Ren Luft-konferansen 1988. NLH, Ås, 1988.
- Moum, K. (red.) (1992):** *Klima, økonomi og tiltak (KLØKT).* Rapporter 92/3. Statistisk sentralbyrå. Oslo
- Nielsen, G. (1985):** *Veitrafikkstøy 1979-2000. Et forsøk på framskrivning av trafikkstøyproblemene i Norge.* Transportøkonomisk institutt. Notat av 10/5-1985. Oslo.
- NILU (Norsk institutt for luftforskning) (1991):** *Korttidsstudie av sammenhengen mellom luftforurensning og helsevirkninger i Grenland.* Hovedrapport, NILU 58/91. Lillestrøm
- Opplysningsrådet for veitrafikken (1986):** *Bil- og Veistatistikk 1986.* Norsk Veiforening. Publikasjon nr. 145.
- SSB (1986):** *Petroleumsstatistikk (1986)*
- SIMEN (1989):** *Studier av industri, miljø og energi fram mot år 2000.* Fabritius forlag. Oslo 1989.

SFT (Statens forurensningstilsyn) (1982): *Luftforurensning: virkninger på helse og miljø.* SFT-rapport nr. 38 - Oslo.

SFT (Statens forurensningstilsyn) (1985): *Handlingsprogram mot vegtrafikkstøy.*

SFT (Statens forurensningstilsyn) (1987a): *Ytterligere reduksjon av luftforurensningen i Oslo.* Hovedrapport fra samarbeidsprosjekt mellom Oslo kommune og Statens forurensningstilsyn. Oslo.

SFT (Statens forurensningstilsyn) (1987b): *1000 sjøers undersøkelsen 1986.* Rapport 282/87 fra Statlig program for forurensningsovervåking. Oslo 1987.

SFT (Statens forurensningstilsyn) (1988a): *Reduksjon av luftforurensning og vegtrafikkstøy i Sarpsborg / Fredrikstad-området.* Hovedrapport fra et samarbeidsprosjekt mellom de berørte kommuner, vegkontoret, fylkesmyndighetene og Statens forurensningstilsyn. Oslo.

SFT (Statens forurensningstilsyn) (1988b): *Overvåkingsresultater 1987 og temaartikler om atmosfærisk ozon.* Rapport 330/88. Oslo.

SFT (Statens forurensningstilsyn) (1988c): *Overvåkingsresultater 1987.* Statlig program for forurensningsovervåking. Oslo.

SFT (Statens forurensningstilsyn) (1990): *Langtidsplan 1990-1993.* Oslo.

SSB (Statistisk sentralbyrå) (1974): *Boforholdsundersøkelsen 1973.* NOS A 673, Oslo.

SSB (Statistisk sentralbyrå) (1983): *Boforholdsundersøkelsen 1981.* NOS B 404, Oslo-Kongsvinger.

SSB (Statistisk sentralbyrå) (1988): *Energistatistikk 1987.* NOS B 798. Oslo-Kongsvinger.

SSB (Statistisk sentralbyrå) (1990): *Naturressurser og miljø 1989.* Rapporter 90/1. Oslo.

SSB (Statistisk sentralbyrå) (1991): *Naturressurser og miljø 1990.* Rapporter 91/1 - Oslo.

Strand, Jon (1980): *Evaluation of Changes in Recreational Values as a Consequence of Acidification of Fresh Water Bodies in Norway.* Rapport fra Miljøverndepartementet. Oslo.

Syversen, T. (1988): *Vekting av ulike nyttevirksomheter. Tiltaksanalysen for Sarpsborg / Fredrikstad-området.* Statens forurensningstilsyn. Notat 4/1-1988. Oslo.

TØI (Transportøkonomisk Institutt) (1988): *Ulykkeskostnader og verdien av unngåtte ulykker.* Notat 877/1988. Oslo.

Vennemo, H. (1990): *Optimal taxation in applied general equilibrium models adopting the Armington assumption.* Discussion Paper no.55. Statistisk sentralbyrå. Oslo.

**Utkommet i serien Rapporter fra Statistisk sentralbyrå
etter 1. juli 1991 (RAPP)**

*Issued in the series Reports from the Central Bureau of Statistics
since 1 July 1991 (REP)*
ISSN 0332-8422

- | | | | |
|-----------|--|----------|--|
| Nr. 91/1A | Natural Resources and the Environment 1990. 1991-150s. 100 kr ISBN 82-537-3558-8 | Nr. 92/1 | Naturressurser og miljø 1991 Energi, luft, fisk, skog, jordbruk, kommunale avløp, avfall, miljøindikatorer Ressursregnskap og analyser. 1992-154s. 100 kr ISBN 82-537-3651-7 |
| - 91/4 | Pasientstatistikk 1989. 1991-72s. 80 kr ISBN 82-537-3047-0 | | |
| - 91/8 | Konsumprisindeksen. 1991-82s. 80 kr ISBN 82-537-3072-1 | - 92/1A | Natural Resources and the Environment 1991. 1992-159s. 100 kr ISBN 82-537-3668-1 |
| - 91/10 | Per Sevaldson: Tallet på innvandrere og deres etterkommere fram mot år 2050. 1991-74s. 60 kr ISBN 82-537-3567-7 | - 92/2 | Arne Ljones, Runa Nesbakken, Svein Sandbakken og Asbjørn Aaheim: Energibruk i husholdningene Energiundersøkelsen 1990. 1992-106s. 90 kr ISBN 82-537-3629-0 |
| - 91/11 | Knut A. Magnussen og Jens Stoltenberg: En disaggregert ettermodell for offentlig transport i MODAG/MSG. 1991-42s. 70 kr ISBN 82-537-3568-5 | - 92/3 | Knut Moum (red.): Klima, økonomi og tiltak (KLØKT). 1992-97s. 90 kr ISBN 82-537-3647-9 |
| - 91/12 | Tor Arnt Johnsen: Modell for kraftsektoren. 1991-42s. 70 kr ISBN 82-537-3573-1 | - 92/4 | Totalregnskap for fiske- og fangstnæringen 1986-1989. 1992-34s. 75 kr ISBN 82-537-3633-9 |
| - 91/13 | Torstein Bye og Tor Arnt Johnsen: Effektivisering av kraftmarkedet. 1991-39s. 70 kr ISBN 82-537-3575-8 | - 92/5 | Tom Granseth: Hotelløkonomi og overnattinger En analyse av sammenhengen mellom hotellenes lønnsomhet og kapasitetsutnyttning mv. 1992-53s. 90 kr ISBN 82-537-3635-5 |
| - 91/14 | Skatter og overføringer til private Historisk oversikt over satser mv. Årene 1975-1991. 1991-69s. 80 kr ISBN 82-537-3576-6 | - 92/6 | Liv Argel: Informasjonen om Folke- og bolig telling 1990 i massemediene. 1992-68s. 90 kr ISBN 82-537-3645-2 |
| - 91/15 | Prisnivå på Svalbard 1990. 1991-75s. 60 kr ISBN 82-537-3556-1 | - 92/7 | Ådne Cappelen, Tor Skoglund og Erik Storm: Samfunnsøkonomiske virkninger av et EF-tilpasset jordbruk. 1992-51s. 75 kr ISBN 82-537-3650-9 |
| - 91/16 | Knut Moum (red.): Husholdningenes sparing Begrepsavklaring, dataproblemer og analyse. 1991-92s. 80 kr ISBN 82-537-3585-5 | - 92/8 | Finn Gjertsen: Dødelighet ved ulykker 1956-1988. 1992-127s. 100 kr ISBN 82-537-3652-5 |
| - 91/18 | Børge Strand: Personlig inntekt, formue og skatt 1980-1989 Rapport fra registerbasert skattestatistikk. 1992-50s. 60 kr ISBN 82-537-3618-5 | - 92/9 | Kommunehelsetjenesten Årsstatistikk for 1990. 1992-56s. 90 kr ISBN 82-537-3653-3 |
| - 91/19 | Arne S. Andersen: Familiesituasjon og økonomi En sammenlikning av husholdningers levestandard. 1992-70s. 80 kr ISBN 82-537-3627-4 | - 92/11 | Jan Lyngstad: Økonomiske levekår for barnefamilier og eldre 1970-1986 Under utgivelse |
| | | - 92/10 | Pasientstatistikk 1990. 1992-73s. 90 kr ISBN 82-537-3654-1 |
| | | - 92/12 | Odd Frank Vaage: Kultur- og mediebruk 1991. 1992-64s. 95 kr ISBN 82-537-3673-8 |

- Nr. 92/13 Offentlig forvaltning i Norge. 1992-72s. 90 kr ISBN 82-537-3674-6
- 92/14 Else Helena Flittig: Folketrygden Utviklingen fra 1967 til 1990 Under utgivelse
- 92/15 Lasse Sigbjørn Stambøl: Flytting og utdanning 1986-1989 Noen resultater fra en undersøkelse av innenlandske flyttinger på landsdelsnivå og utdanning. 1992-73s. 90 kr ISBN 82-537-3682-7
- 92/17 Anne Brendemoen, Solveig Glomsrød og Morten Aaserud: Miljøkostnader i makroperspektiv Under utgivelse

- Nr. 92/18 Ida Skogvoll: Folke- og bolig telling 1990 Dokumentasjon av kontroll- og opprettingsregler for skjemakjennermerker Under utgivelse
- 92/19 Ida Skogvoll: Folke- og bolig telling 1990 Dokumentasjon av kodeopplegget i Folke- og bolig telling 1990 Under utgivelse
- 92/20 Tor Arnt Johnsen: Ressursbruk og produksjon i kraftsektoren. 1992-35s. 75 kr ISBN 82-537-3696-7
- 92/21 Kurt Åge Wass: Prisindeks for ny enebolig Under utgivelse

Pris kr 75,00

Publikasjonen utgis i kommisjon hos
Akademika, Oslo, og er til salgs hos alle bokhandlere.



9 788253 736846

ISBN 82-537-3684-3
ISSN 0332-8422